

AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS METEOROLÓGICOS E CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO INALÁVEL (MP₁₀) NO CAMPUS DA UFSC

Lucas Vincent Lopes de Barros

Orientador: Prof. Dr. Henrique de Melo Lisboa

Coorientador: M.Sc. Marlon Brancher

2014/1



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

Lucas Vincent Lopes de Barros

**AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS
METEOROLÓGICOS E CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL
PARTICULADO INALÁVEL (MP₁₀) NO CAMPUS DA UFSC**

Trabalho apresentado à
Universidade Federal de Santa
Catarina para Conclusão do
Curso de Graduação em
Engenharia Sanitária e
Ambiental.

Orientador: Prof. Henrique de
Melo Lisboa, Dr.
Coorientador: Marlon Brancher,
M. Sc.

FLORIANÓPOLIS, SC
2014

de Barros, Lucas Vincent Lopes

Avaliação da relação entre parâmetros meteorológicos e concentrações de material particulado inalável (MP10) no campus da UFSC / Lucas Vincent Lopes de Barros ; orientador, Henrique de Melo Lisboa ; coorientador, Marlon Brancher. - Florianópolis, SC, 2014.

88 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Saneamento ambiental. 3. Poluição atmosférica. 4. Padrões de qualidade do ar. 5. Material particulado inalável. I. de Melo Lisboa, Henrique. II. Brancher, Marlon. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.


UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS
METEOROLÓGICOS E CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL
PARTICULADO INALÁVEL (MP₁₀) NO CAMPUS DA UFSC**


LUCAS VINCENT LOPES DE BARROS

Trabalho submetido à Banca Examinadora
como parte dos requisitos para conclusão do
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária
e Ambiental – TCC II.

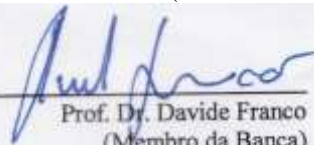
BANCA EXAMINADORA:



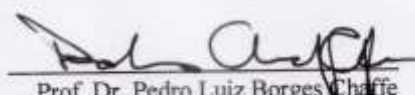
Prof. Dr. Henrique de Melo Lisboa
(Orientador)



Eng.º Marlon Brancher, M.Sc.
(Coorientador)



Prof. Dr. Davide Franco
(Membro da Banca)



Prof. Dr. Pedro Luiz Borges Chaffie
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, SC
JULHO/2014

RESUMO

Nos últimos anos, a proporção de automóveis em relação ao número de habitantes no município de Florianópolis (SC) tem crescido de forma considerável. As emissões veiculares, além das industriais, respondem por grande parte da quantidade de material particulado inalável (MP_{10}) no ar, um poluente atmosférico cujas concentrações estão intimamente relacionadas com o aumento de internações devido a problemas cardiorrespiratórios. Existem alguns estudos que comprovam inclusive a relação entre o aumento da concentração desse poluente atmosférico e da incidência de câncer. Embora tenha tamanha importância, o monitoramento desse poluente ainda é muito tímido na maioria das cidades brasileiras, como é o caso de Florianópolis, onde não existe uma série histórica consolidada, com exceção da apresentada no presente trabalho. Para tal, foi instalado um Amostrador de Grande Volume (AGV) para coleta de MP_{10} no campus Florianópolis da Universidade Federal de Santa Catarina, que providenciou as medidas de concentração de MP_{10} . Em seguida, as concentrações foram comparadas a padrões de qualidade do ar nacionais e internacionais e relacionadas com parâmetros meteorológicos. Ao longo de dois anos e meio de monitoramento, a maior concentração média de 24 horas consecutivas de MP_{10} registrada na UFSC foi de $87 \mu\text{g.m}^{-3}$, valor inferior ao padrão de qualidade do ar em vigor no país. As análises mostraram que as maiores concentrações de MP_{10} ocorreram durante os períodos mais frios, especialmente ao longo dos solstícios de inverno, onde também foram registradas as maiores pressões atmosféricas. Foi observada uma moderada correlação negativa entre o MP_{10} e as precipitações diárias, ou seja, quanto maior a chuva nos dias de coleta, menores foram as concentrações de MP_{10} . Além disso, observou-se uma significativa correlação positiva entre o MP_{10} e a pressão atmosférica média, provavelmente relacionada à formação de centros de alta pressão e a uma maior estabilidade atmosférica.

PALAVRAS-CHAVE: Poluição atmosférica, material particulado inalável (MP_{10}), padrões de qualidade do ar, parâmetros meteorológicos, estatística multivariada.

ABSTRACT

Over the last few years, the proportion of the number of vehicles to the number of inhabitants in the city of Florianópolis (the capital city of Santa Catarina state in the Southern region of Brazil) has grown considerably. Vehicular and industrial emissions are responsible for most of the inhalable particulate matter (PM₁₀) amount in the air. The increase in hospital admissions due to cardiopulmonary problems is closely related to the concentrations of such pollutant. Furthermore, there are some studies that show the relationship between increased cancer incidence and the concentration of PM₁₀. Despite of its great importance, the monitoring of this pollutant is not widespread in most Brazilian cities such as Florianópolis, where there is no established historical series, except for that it is presented in this work. In order to do this study, a High Volume (HV) sampler was installed on the Florianópolis campus of the Universidade Federal de Santa Catarina for collecting PM₁₀, which provided measures of concentrations that was related to meteorological parameters and compared to national and international air quality standards. Over two and a half years of monitoring, the highest 24 hours average concentration of PM₁₀ recorded at UFSC was 87 µg.m⁻³, which is lower than the air quality standard of the country. The analysis showed that the highest concentrations of PM₁₀ occurred during the coldest periods, especially over the winter solstice, which also recorded the highest atmospheric pressures. A moderate negative correlation between PM₁₀ and daily precipitation was observed. It means that the higher the rain in the days of collection, the lower the concentration of PM₁₀. Furthermore, there was a significant positive correlation between the PM₁₀ and average atmospheric pressure, probably related to the formation of high pressure areas and greater air stability.

KEYWORDS: Air Pollution, Inhalable Particulate Matter (PM₁₀), Air Quality Standards, Meteorological Parameters, Multivariate Statistical Analysis.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1: AGV com cabeça de separação aberta com detalhe para os bocais de aceleração..... | 30 |
| Figura 2: Desenho esquemático da cabeça de separação de um AGV para MP ₁₀ | 32 |
| Figura 3: Localização do AGV-MP ₁₀ | 45 |
| Figura 4: Componentes do AGV-MP ₁₀ | 46 |
| Figura 5: Detalhe do porta-filtros com filtro instalado e da tela de proteção contra insetos | 47 |
| Figura 6: Balança analítica (a) e filtro após amostragem (b)..... | 48 |
| Figura 7: Manômetro de 800 mm para medição da pressão de estagnação | 50 |
| Figura 8: Estação automática do INMET Florianópolis-São José..... | 53 |
| Figura 9: Localização das estações meteorológicas consultadas | 54 |
| Figura 10: Concentrações de MP ₁₀ ao longo do período de monitoramento..... | 57 |
| Figura 11: Diagrama de dispersão da concentração de MP ₁₀ no período de amostragem..... | 58 |
| Figura 12: Médias aritméticas anuais das concentrações de MP ₁₀ ao longo do período de estudo | 59 |
| Figura 13: Médias anuais da concentração do MP ₁₀ com diagramas de caixa indicando a variabilidade das mesmas | 61 |
| Figura 14: Diagrama de caixa das concentrações de MP ₁₀ no período estudado..... | 62 |
| Figura 15: Distribuição log-normal dos dados no período de monitoramento (agosto de 2011 a fevereiro de 2014)..... | 63 |
| Figura 16: Concentrações de MP ₁₀ nas estações do ano ao longo do período de monitoramento..... | 64 |
| Figura 17: Transformação Box-Cox dos dados de concentração de MP ₁₀ | 66 |
| Figura 18: Histograma de frequências e diagrama da normal linearizada para o logaritmo natural das concentrações de MP ₁₀ | 68 |
| Figura 19: Rosa dos ventos referente ao período estudado (agosto de 2011 a fevereiro de 2013) – dados do INMET | 70 |
| Figura 20: Rosa dos ventos referente ao período estudado – dados do LEPTEN | 71 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|--|----|
| Quadro 1: Proporções das moléculas no ar seco limpo | 24 |
| Quadro 2: Características de cada fração do MP inalável | 29 |
| Quadro 3: Padrões de qualidade do ar | 33 |
| Quadro 4: Níveis de Atenção, Alerta e Emergência para fumaça e MP | 34 |
| Quadro 5: Padrões de qualidade do ar em $\mu\text{g.m}^{-3}$ relativos ao MP em SP | 35 |
| Quadro 6: Recomendações da OMS para o MP | 36 |
| Quadro 7: Padrões de qualidade do ar para MP da US EPA | 36 |
| Quadro 8: Padrões de qualidade do ar para MP da Comissão Europeia | 37 |
| Quadro 9: Comparativo entre os padrões para MP de diferentes legislações | 38 |
| Quadro 10: Expoente p da velocidade do vento em função do grau de turbulência da atmosfera | 41 |
| Quadro 11: Dados físicos e demográficos da cidade de Florianópolis | 43 |
| Quadro 12: Procedimento físico de amostragem de MP ₁₀ | 52 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1: Estatística descritiva dos dados brutos de concentração de MP_{10} | 60 |
| Tabela 2: Concentrações de MP_{10} no campus da UFSC em cada estação do ano ao longo do período de monitoramento..... | 65 |
| Tabela 3: Correlação não paramétrica de Spearman entre os parâmetros meteorológicos médios nos dias de coleta (LEPTEN) e as concentrações de MP_{10} | 73 |
| Tabela 4: Correlação não paramétrica de Kendall entre os parâmetros meteorológicos médios nos dias de coleta (LEPTEN) e as concentrações de MP_{10} | 74 |
| Tabela 5: Teste de correlação paramétrica de Pearson entre a concentração de MP_{10} e os parâmetros meteorológicos locais (LEPTEN) | 77 |
| Tabela 6: Correlação não paramétrica de Spearman entre o MP_{10} e os parâmetros meteorológicos médios nos dias de amostragem | 79 |
| Tabela 7: Correlação não paramétrica de Kendall entre o MP_{10} e os parâmetros meteorológicos médios nos dias de amostragem. | 79 |
| Tabela 8: Teste de correlação paramétrica de Pearson entre a concentração de MP_{10} e os parâmetros meteorológicos locais ... | 79 |

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 19 |
| 2. OBJETIVOS | 21 |
| OBJETIVO GERAL..... | 21 |
| OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 21 |
| 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 23 |
| 3.1. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA | 23 |
| 3.2. MATERIAL PARTICULADO | 26 |
| 3.2.1. Amostragem de material particulado | 30 |
| 3.3. PADRÕES DE QUALIDADE DO AR..... | 32 |
| 3.3.1. Legislação brasileira | 32 |
| 3.3.2. Legislação internacional relativa ao MP | 35 |
| 3.4. FATORES METEOROLÓGICOS E MECANISMOS DE REMOÇÃO DO MP EM AR AMBIENTE | 38 |
| 3.4.1. Direção do vento..... | 40 |
| 3.4.2. Velocidade do vento | 40 |
| 3.4.3. Estabilidade atmosférica | 41 |
| 3.4.4. Mecanismos de remoção e remediação do MP em ar ambiente | 42 |
| 4. MATERIAIS E MÉTODO | 43 |
| 4.1. CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO | 43 |
| 4.1.1. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). .. | 44 |
| 4.2. COLETA E ANÁLISE DO MP ₁₀ | 46 |
| 4.2.1. Frequência e cronograma físico de coleta do MP ₁₀ | 51 |
| 4.2.2. Comparação dos dados de MP ₁₀ com padrões de qualidade do ar nacionais e internacionais | 52 |
| 4.3. AQUISIÇÃO DE DADOS METEOROLÓGICOS | 52 |

| | |
|--|-----------|
| 4.4. CORRELAÇÃO DOS PARÂMETROS METEOROLÓGICOS COM AS CONCENTRAÇÕES DE MP ₁₀ | 55 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES | 57 |
| 5.1. ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE MP ₁₀ NO CAMPUS DA UFSC..... | 57 |
| 5.1.1. Normalização dos dados de Concentração de MP ₁₀ | 65 |
| 5.2. INVESTIGAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS METEOROLÓGICOS SOBRE A CONCENTRAÇÃO DE MP ₁₀ NO CAMPUS DA UFSC..... | 69 |
| 5.2.1. Caracterização meteorológica da região estudada | 70 |
| 5.2.2. Análise das relações entre os parâmetros meteorológicos e as concentrações de MP ₁₀ (dados meteorológicos do LEPTEN) | 72 |
| 5.2.3. Análise das relações entre os parâmetros meteorológicos e as concentrações de MP ₁₀ (dados meteorológicos do INMET) | 78 |
| 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES | 81 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 83 |

1. INTRODUÇÃO

Um dos poluentes atmosféricos mais comuns e prejudiciais é o material particulado (MP), composto de partículas sólidas e líquidas encontradas no ar (e.g. poeira, fuligem, partículas de óleo, metal e pólen), capazes de permanecer em suspensão por longos períodos. Tais partículas têm origem em diversas atividades humanas, com destaque para as emissões industriais e veiculares (COSTA et al., 2009). Vale ressaltar que o MP também pode provir de fontes naturais, como erupções vulcânicas e ressuspensão de material do solo pela ação do vento (COLLS; TIWARY, 2010).

O material particulado com diâmetro aerodinâmico inferior a 10 μm (MP₁₀) é denominado de inalável, pois ao ser inspirado alcança facilmente o trato respiratório inferior, aderindo aos alvéolos pulmonares e sendo, por conta disso, frequentemente associado ao desenvolvimento de doenças respiratórias e câncer (COSTA et al., 2009).

An et al. (2013) destacam que, nos últimos anos, a poluição por material particulado na China tem-se tornado cada vez mais grave, e o MP₁₀ passou a ser o principal poluente em Pequim e em outras cidades chinesas. Em estudo conduzido por esses pesquisadores, verificou-se que, para a maioria das regiões chinesas, o nível ponderado de exposição ao MP₁₀ pela população é ligeiramente maior do que a concentração média anual desse poluente. Isso significa que grande parte da população está exposta a altas concentrações de MP₁₀. Além disso, constatou-se uma exposição humana ao MP₁₀ maior em dois tipos de regiões e cidades: áreas com alta densidade populacional, como Pequim e Tianjin; e áreas com maior número de fábricas e tempestades de areia, como Xunquim e outras cidades do noroeste da China (AN et al., 2013).

A crescente preocupação global com a saúde pública tem conduzido ao desenvolvimento de legislações ambientais por inúmeras nações, de forma a restringir a emissão de poluentes atmosféricos, bem como a esforços da comunidade científica em entender e interpretar os mecanismos que resultam em elevadas concentrações. Além disso, a legislação atual da União Europeia para qualidade do ar destaca que o MP₁₀ é um dos principais poluentes atmosféricos quanto à capacidade de afetar adversamente a saúde humana (EC, 2008). O Brasil, como país emergente em diversos aspectos, sofre com um arcabouço legal limitado e ultrapassado, no que diz respeito ao controle da poluição atmosférica.

Em âmbito federal, os padrões de qualidade do ar (concentrações limites dos poluentes em ar ambiente) foram estabelecidos pela resolução n. 3 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em 1990 e, desde então, não sofreram qualquer tipo de revisão. O estado de São Paulo, por outro lado, teve sua legislação atualizada recentemente, estabelecendo novos padrões de qualidade do ar baseados principalmente nas recomendações da OMS e na legislação europeia (ALESP, 2013). Ainda, vale ressaltar que os padrões de emissão de poluentes por fontes fixas (excluindo, portanto, fontes móveis como os veículos automotores), estabelecidos inicialmente na resolução n. 3 do CONAMA, passaram por atualizações recentes (em 2006 e 2010), mas não incluem o MP₁₀. Estes fatos, associados à escassez de pesquisas científicas envolvendo, por exemplo, o monitoramento da qualidade do ar no país, reforçam a necessidade de iniciativas como a apresentada no presente trabalho.

Devido ao fato de que o automóvel atualmente constitui o principal meio de transporte da população de Florianópolis - SC (Ipea, 2011) e esta é provavelmente uma das principais fontes de poluentes atmosféricos na região, surge a importância de se monitorar o MP₁₀. Como uma cidade litorânea e de grande beleza natural, Florianópolis possui uma atividade turística considerável durante as altas temporadas, fato que contribui significativamente no aumento do tráfego de veículos. Saenz-de-Miera e Rosselló (2014) constataram que a população flutuante de turistas em Palma de Maiorca, na Espanha, é um fator determinante significativo da poluição do ar, concluindo que o comportamento sazonal do MP₁₀ pode não ser atribuível apenas a fatores climáticos, mas também ao turismo.

No contexto acima apresentado e ciente dos problemas causados pela poluição atmosférica, foi avaliada a relação entre parâmetros meteorológicos e concentrações de material particulado inalável (MP₁₀) monitoradas no campus da UFSC (Florianópolis/SC).

O presente trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Controle da Qualidade do Ar (LCQAr), pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O LCQAr desenvolve pesquisas científicas e trabalhos de consultoria voltados à avaliação e monitoramento da qualidade do ar de ambientes externos e internos, contribuindo para a formação de recursos humanos especializados na área de poluição atmosférica.

2. OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Avaliar a relação entre parâmetros meteorológicos e concentrações de material particulado inalável (MP_{10}) monitoradas no campus da UFSC, Florianópolis.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar concentrações de MP_{10} em ar ambiente no campus da UFSC;
- Comparar as concentrações de MP_{10} com padrões de qualidade do ar nacionais e internacionais;
- Investigar possíveis relações estatísticas entre concentrações de MP_{10} e parâmetros meteorológicos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A poluição atmosférica constitui um grande problema na sociedade moderna (COLLS; TIWARY, 2010). Em termos gerais, a poluição é definida como sendo “a introdução pelo homem no meio ambiente de substâncias ou de energias passíveis de colocar em risco a saúde humana, causar danos a recursos naturais, sistemas ecológicos, e estruturas ou interferir com o uso legítimo do meio ambiente” (RCEP, 1984, p. 3).

A resolução CONAMA N.º 003 de Junho de 1990 afirma que:

Entende-se como poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar: impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; inconveniente ao bem-estar público; danoso aos materiais, à fauna e flora; prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

Comparando as duas definições anteriores, pode-se perceber que a primeira a ser apresentada não leva em conta a poluição por fontes naturais. Por exemplo, substâncias como o dióxido de enxofre (SO₂) emitido por vulcões e o metano (CH₄), decorrente da degradação natural das plantas, não seriam consideradas poluentes atmosféricos, segundo a primeira definição. Por outro lado, o dióxido de enxofre emitido através da queima do carvão e o metano das plantações de arroz o são. Dessa forma, a segunda definição pode ser considerada mais completa, englobando as duas origens de emissões no conceito de poluição atmosférica.

Para diferenciar os poluentes de fontes naturais ou artificiais que contribuem para a poluição atmosférica, deve-se conhecer, em primeiro lugar, a composição natural do ar, ou seja, a composição de uma atmosfera “despoluída”. Até certa altitude, o ar é constituído por gases em proporções médias claramente constantes, tanto em diferentes posições espaciais quanto em diferentes estados de tempo (COLLS; TIWARY, 2010). Dessa forma, apresentam-se no Quadro 1 as proporções em volume dos principais constituintes do ar seco limpo (cujas concentrações estejam próximas ou acima de 1 ppm). Misturada às moléculas atmosféricas predominantes, existe uma ampla gama de

substâncias nocivas cujas concentrações variam significativamente no espaço e no tempo. Elas sofrem forte influência das condições meteorológicas e contribuem substancialmente para o agravamento da poluição do ar (COLLS; TIWARY, 2010; NASCIMENTO e FRANCISCO, 2013).

Quadro 1: Proporções das moléculas no ar seco limpo

| Molécula | Símbolo | Proporção em volume |
|--------------------|------------------|----------------------------|
| Nitrogênio | N ₂ | 78,10% |
| Oxigênio | O ₂ | 20,90% |
| Argônio | Ar | 0,93% |
| Dióxido de carbono | CO ₂ | 370 ppm |
| Neônio | Ne | 18 ppm |
| Hélio | He | 5 ppm |
| Metano | CH ₄ | 1,7 ppm |
| Hidrogênio | H ₂ | 0,53 ppm |
| Óxido nitroso | N ₂ O | 0,31 ppm |

Fonte: Adaptado de COLLS, 2010.

Existem dois tipos de poluentes atmosféricos quanto à natureza de sua formação (STERN, 1968):

- Primários: são aqueles que se apresentam na atmosfera da mesma forma que foram emitidos da fonte;
- Secundários: formados por reações químicas ou fotoquímicas entre dois ou mais poluentes primários ou entre constituintes naturais da atmosfera e poluentes primários.

As fontes geradoras podem ser classificadas em (STERN, 1968):

- Estacionárias: são fixas no espaço (e.g. chaminés industriais);
- Móveis: encontram-se em movimento (e.g. automóveis).

Dentre os principais poluentes atmosféricos primários de fontes naturais ou antrópicas, destacam-se: os óxidos de enxofre (SO_x), que podem ser lançados diretamente na atmosfera por vulcões, formados como um produto da oxidação do metiltiometano ou provir de fontes

antrópicas; os óxidos de nitrogênio (NO_x), produtos de praticamente qualquer tipo de combustão; o óxido nitroso (N_2O), emitido a partir da superfície do solo resultante da desnitrificação bacteriana; o sulfeto de hidrogênio (H_2S), produzido pela degradação anaeróbia e em decorrência de processos industriais; a amônia (NH_3); o monóxido de carbono (CO); o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4); os Compostos Orgânicos Voláteis (COV), emitidos de diferentes espécies de vegetação, além de processos industriais; os Poluentes Orgânicos Persistentes (POP), compostos orgânicos de origem antropogênica que não atingem prontamente o ambiente, mas devido a sua alta estabilidade são transportados por longas distâncias, acumulando-se em alimentos e causando impactos de saúde crônicos; por fim, o material particulado (MP), que tem como origens preponderantes as emissões veiculares e ressuspensão de sedimentos do solo (SEINFELD e PANDIS, 2006; COLLS; TIWARY, 2010).

Em áreas urbanas, as principais fontes antropogênicas de MP incluem a queima dos combustíveis em automóveis, especialmente o diesel, e o desgaste dos componentes veiculares (PETROFF et al., 2008; BUKOWIECKI et al., 2010). O impacto ambiental decorrente do desgaste de componentes (como os freios) e da ressuspensão de poeira da estrada é elevado, pois as partículas são mais propensas a conter metais, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) e sulfetos, todos compostos tóxicos ou carcinogênicos (DFT, 2009).

No que concerne aos poluentes secundários, os mais significativos são o ozônio (O_3) troposférico, produzido durante a oxidação fotoquímica de compostos orgânicos voláteis (COV) na presença de NO_x ou proveniente de fontes antrópicas (considerado altamente tóxico) e os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) (SEINFELD e PANDIS, 2006; WANG et al., 2008).

O décimo relatório da RCEP (1984) considera o material particulado um dos principais poluentes atmosféricos no que concerne aos riscos à saúde humana. Por esse prisma, a poluição atmosférica tem sua contribuição no aumento de gastos do Sistema Único de Saúde (SUS) devido às doenças do aparelho circulatório e respiratório. Como exemplo, Tayra et al. (2012) calcularam um valor total de 22,1 milhões de reais gastos no período de 2000 a 2009, no município de Cubatão – SP, devido às referidas doenças. Ainda, tomando como base municípios vizinhos e calculando o gasto médio *per capita* com essas doenças, estimaram que os custos diretamente relacionados à poluição atmosférica foram de 3,44 milhões de reais.

3.2. MATERIAL PARTICULADO

As partículas sólidas e líquidas encontradas no ar como a poeira, a fuligem, as partículas de óleo, metal e pólen, além das provenientes de emissões industriais e veiculares, capazes de permanecer em suspensão na atmosfera, constituem o material particulado (MP) (COSTA et al., 2009).

Em centros urbanos, o MP constitui a forma mais preponderante de poluição do ar, tendo origem nas emissões veiculares, chaminés industriais ou em fontes naturais, como a ressuspensão de material do solo (COLLS; TIWARY, 2010). Usando o modelo receptor Positive Matrix Factorization (PMF) para analisar os componentes do MP grosso e fino (MP_{10} e MP_1) e identificar suas possíveis fontes de emissão, Titos et al. (2014) concluíram que o tráfego de veículos é a principal fonte de MP em Granada, na Espanha. Além disso, eles observaram que a concentração da fração grossa do MP apresenta maior concentração em dias úteis, enquanto a fina permanece praticamente constante durante a semana.

O MP é uma mistura heterogênea cujas propriedades físicas e composição química variam de acordo com as fontes de emissão (WHO, 2006).

As partículas em suspensão no ar não são perfeitamente esféricas. Dessa forma, a medição é realizada através do Diâmetro Aerodinâmico Equivalente (D_a), o qual é definido como o diâmetro de uma esfera hipotética de densidade unitária (1 g.cm^{-3}) a qual tem a mesma velocidade terminal de sedimentação da partícula no ar, independente do seu tamanho geométrico, forma e densidade reais (COLLS; TIWARY, 2010).

O tamanho e forma das partículas estão intimamente relacionados com o seu comportamento e permanência no ar, além de estarem associados ao seu potencial em afetar à saúde humana. Desse modo, as partículas são classificadas de acordo com seu D_a (CETESB, 2008) em:

- Partículas Totais em Suspensão (PTS): partículas cujo diâmetro é menor que $50 \mu\text{m}$, sendo que parte dessas partículas é inalável e pode causar problemas à saúde;
- Partículas Inaláveis (MP_{10}): aquelas com diâmetro aerodinâmico menor que $10 \mu\text{m}$, subdividindo-se, ainda, em partículas inaláveis finas (menores do que $2,5 \mu\text{m}$ e chamadas de $MP_{2,5}$) e partículas inaláveis grossas (D_a entre $2,5$ e $10 \mu\text{m}$).

É importante destacar que o particulado fino representa cerca de 60% a 70% de todo o material particulado (DONALDSON et al., 2001, *apud* SILVA et al., 2013);

- Fumaça: Está associada ao material particulado suspenso na atmosfera, ela é proveniente dos processos de combustão e está diretamente relacionada ao teor de fuligem na atmosfera.

A ocorrência de altas concentrações de MP pode estar associada a diversas características de uma região. Como exemplo, Ragsdale et al. (2013) destacam que concentrações perigosamente altas de MP₁₀ em Santiago, no Chile, ocorrem durante os meses de inverno devido às características topográficas, econômicas e meteorológicas da cidade. Titos et al. (2014) observaram uma tendência decrescente na concentração do MP₁₀ em Granada, cidade ao sul da Espanha, no período entre 2006 e 2010, parcialmente relacionada a uma redução nas atividades antropogênicas devido à crise econômica.

A importância em estudar o MP está relacionada aos diversos danos causados por ele, dos quais se destacam os associados à saúde humana (BRUNEKREEF e HOLGATE, 2002; POPE e DOCKERY, 2006). Muitos estudos comprovam a relação diretamente proporcional entre o aumento da concentração de MP e a incidência de internações hospitalares devido a doenças cardiovasculares (ZANOBETTI et al., 2000; POLONIECKI et al., 1997) e respiratórias (SUNYER et al., 1997; GOUVEIA e FLETCHER, 2000).

Nascimento e Francisco (2013) concluíram que o aumento de 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$ na concentração de MP₁₀ aumenta o risco de internação devido a doenças cardiorrespiratórias em até 13%, fato constatado para a cidade de São José dos Campos, São Paulo, Brasil. Inúmeros mecanismos biológicos explicam essa associação, incluindo a vasoconstrição aguda após exposição a partículas finas e ozônio (BROOK et al., 2002 *apud* NASCIMENTO e FRANCISCO, 2013). O estresse oxidativo também tem sido apontado como um importante mecanismo de ação subjacente pelo qual a exposição ao MP pode resultar em efeitos adversos à saúde (NEL, 2005). O estresse oxidativo ocorre quando a geração de espécies reativas do metabolismo do oxigênio (ERMO), ou radicais livres, excede as defesas antioxidantes disponíveis (FERREIRA, 1997). Dessa forma, o MP₁₀ pode penetrar profundamente no trato respiratório inferior, onde quaisquer metais presentes, como o ferro e o cobre, podem liberar radicais livres no fluido pulmonar e causar inflamações celulares (BIRMILI e HOFFMANN, 2006). Estudos sugerem que o carbono orgânico, o carbono elementar e os HPA associados ao MP

também são capazes de gerar radicais livres, que desencadeiam respostas respiratórias agudas, incluindo inflamações e asma (CHO et al., 2005; KUMAGAI et al., 2002; LI et al., 2004; MORGENSTERN et al., 2007; PEDEN, 2002 apud GUZMÁN-TORRES, 2009).

O potencial de oxidação/redução (ORP¹), definido como uma medida da capacidade do MP em oxidar moléculas alvo, tem sido proposto como um parâmetro fortemente relacionado às respostas biológicas devido à exposição a tal poluente, podendo ser mais informativo do que a massa do MP por si só (BORM et al., 2007). Trata-se de uma medida interessante, pois integra diversas propriedades biologicamente relevantes, incluindo tamanho, superfície específica e composição química (AYRES et al., 2008). Janssen et al. (2013) verificaram potenciais redutores em MP₁₀ e MP_{2,5} significativamente maiores em rodovias com tráfego contínuo, comparados a locais rurais e menos urbanizados utilizando três diferentes métodos de avaliação de ORP.

No Quadro 2 são apresentadas as características de cada fração do material particulado inalável, como origem, formação, fontes e os processos de remoção. É importante ressaltar que, entre o limite superior das partículas ultrafinas e o inferior das finas (0,01-0,1 µm), existe o modo de nucleação ou Aitken, que inclui aerossóis resultantes da conversão gás-partícula (nucleação) e processos de combustão (Alves, 2005).

¹ Do inglês *Oxidation Reduction Potential*

Quadro 2: Características de cada fração do MP inalável

| Tamanho | | Composição | Fontes | Permanência na atmosfera | Processos de remoção | Distâncias percorridas |
|---------------------------|-----------------------|---|--|--------------------------|---|--|
| Partículas finas | Ultrafinas (<0,01 µm) | Sulfatos, carbono elementar, compostos de metais, compostos orgânicos com baixa pressão de vapor. | Combustão, transformação, de SO ₂ e alguns compostos orgânicos, processos com temperaturas elevadas. | Minutos a horas | Crescimentos dentro do modo de acumulação; difusão em direção a gotas de chuva. | Até dezenas de km. |
| | Finas (0,1 - 2,5 µm) | Íons de sulfato, nitrato e amônio; compostos orgânicos; metais (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe, etc.). | Combustão de carvão, óleo, gasolina, diesel e madeira; produtos de transformação atmosférica do NO _x , SO _x ; processos sob temperaturas elevadas | Dias a semanas | Formação de gotas de chuva em nuvens e precipitação; deposição seca. | Centenas a milhares de km. |
| Partículas grossas | 2,5 - 10 µm | Nitratos; cloretos; óxidos de elementos da crosta terrestre (Si, Al, Ti, Fe); sais de CaCO ₃ , NaCl, sal marinho; pólen, esporos de fungos, fragmentos de plantas e animais; desgaste de pneus e pavimentos. | Ressuspensão de poeira industrial e de solos; suspensão de solo de atividades agrícolas e de mineração; construção e demolição; combustão de óleo e carvão; aerossol marinho; fontes biológicas. | Minutos a horas | Deposição seca ou úmida. | Até dezenas de km ou de centenas a milhares de km em tempestades de areia. |

Fonte: Adaptado USEPA, 2004

3.2.1. Amostragem de material particulado

O material particulado em ambientes externos é geralmente medido com Amostradores de Grande Volume (AGV)². Quando se trata da medição do material particulado inalável (MP₁₀), ou seja, a fração mais fina do MP (menor do que 10 µm) utilizam-se separadores inerciais de partícula acoplados ao AGV (Figura 1) (COLLS; TIWARY, 2010).

Figura 1: AGV com cabeça de separação aberta com detalhe para os bocais de aceleração



Fonte: HI-Q Environmental Products Company (2014)

O método de amostragem de material particulado inalável no Brasil é regulamentado pela norma NBR 13.412/1995, que, dentre outras coisas, fixa valores teóricos para a vazão de amostragem dos equipamentos (ENERGÉTICA, 2012).

² Do inglês *High Volume Sampler (high-vol)*

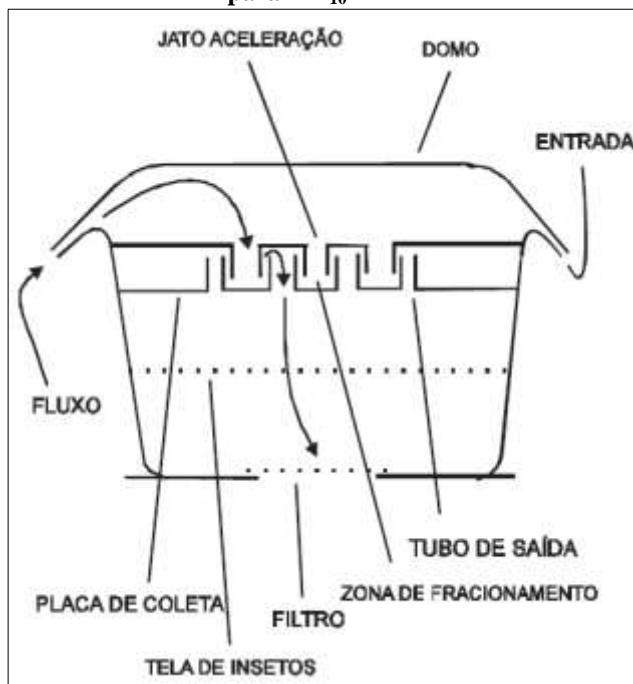
Um AGV é projetado para succionar o ar a uma vazão constante (para o MP₁₀ ela pode estar entre 1,02 e 1,24 m³.min⁻¹) e durante certo período de amostragem, geralmente de 24 horas. A sucção é propiciada por um motoaspirador, ao qual se acopla um tubo de Venturi, responsável pelo controle da vazão volumétrica. Devido ao estrangulamento propiciado pelo tubo de Venturi, provoca-se uma aceleração do fluxo de ar. Dessa forma, o ar em movimento no Venturi se aproxima da velocidade do som, obtendo-se um fluxo próximo do crítico³. Essa vazão não é afetada pelas perdas de carga no filtro e é mantida estável desde que haja vácuo suficiente na unidade (FRONDIZI, 2008; ENERGÉTICA, 2012).

Existem outros métodos que não empregam o princípio gravimétrico para coleta do MP (e.g. absorção de raios beta). Esta técnica se baseia no fato de que parte dos raios beta é absorvida e dissipada pela matéria quando os raios irradiam o MP. Esse método tem a vantagem de adquirir dados em tempo real com alta resolução temporal (menor do que uma hora). Contudo, pode haver um erro experimental de até 10% devido ao afluxo de partículas contendo umidade (CHANG e TSAI, 2003; JUNG et al., 2007 apud LEE et al., 2011).

O material particulado contido no ar é retido em um filtro, que pode ser de microquartzo (único aceito pela USEPA) ou de fibra de vidro (também aceito pela ABNT). Os filtros empregados para amostragem de MP₁₀ devem ter uma eficiência mínima de 99% para a coleta de partículas de DOP (Ftalato de Dioctil), sendo aprovados pelo teste estabelecido na ASTM-D2986 (US EPA, 2012; ENERGÉTICA, 2012). Portanto, a coleta é dividida em duas fases: primeiramente, os amostradores removem o material particulado com diâmetro superior a 10 µm do fluxo de ar ambiente, depois, o ar contendo o MP₁₀ passa através do filtro, no qual as partículas ficam retidas. Como os filtros são pesados antes e após a amostragem, esta técnica é conhecida como gravimétrica. Um esquema da cabeça de separação de um AGV para MP₁₀ é apresentado na Figura 2.

³ O fluxo seria crítico se a velocidade observada fosse igual à do som na mesma temperatura do local do AGV.

Figura 2: Desenho esquemático da cabeça de separação de um AGV para MP₁₀



Fonte: Energética (2012)

No que concerne ao tamanho das partículas, o acoplamento ou não de um separador inercial permite a coleta das diversas frações do MP. Para coleta das partículas totais em suspensão (PTS) não se faz necessário o uso de um separador; já para coleta do MP₁₀ emprega-se um AGV acoplado a um separador inercial, pelo qual apenas o material com diâmetro inferior a 10 µm consegue atravessar (WEINER; MATTHEWS, 2003).

3.3. PADRÕES DE QUALIDADE DO AR

3.3.1. Legislação brasileira

A resolução CONAMA nº 03 de 1990 define padrões de qualidade do ar como sendo “as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o

bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral”. Além disso, estabelece o conceito de padrões primários e secundários. Os padrões primários são definidos como “as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população”. Enquanto os secundários correspondem às “concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral”.

Em seu Art. 3º, a CONAMA nº 03 estabelece os Padrões de Qualidade do Ar primários e secundários para as Partículas Totais em Suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio. Dessa forma, no Quadro 3 são apresentados os padrões de qualidade do ar e os respectivos métodos de amostragem e análise desses poluentes.

Quadro 3: Padrões de qualidade do ar

| Poluente | Tempo de amostragem | Padrão primário [$\mu\text{g.m}^{-3}$] | Padrão secundário [$\mu\text{g.m}^{-3}$] | Método de amostragem |
|---------------------------------------|----------------------------|--|--|-------------------------------|
| Partículas totais em suspensão | MGA ¹ | 80 | 60 | Amostrador de Grandes Volumes |
| | 24 horas ² | 240 | 150 | |
| Fumaça | MAA ³ | 60 | 40 | Refletância |
| | 24 horas ² | 150 | 100 | |
| Partículas inaláveis | MAA ³ | 50 | 50 | Separação Inercial/Filtração |
| | 24 horas ² | 150 | 150 | |
| Dióxido de enxofre | MAA ³ | 80 | 40 | Pararinasilina |
| | 24 horas ² | 365 | 100 | |
| Monóxido de carbono | 8 horas ² | 10000 (9 ppm) | 10000 (9 ppm) | Infravermelho não dispersivo |
| | 1 hora ² | 40.000 (35 ppm) | 40.000 (35 ppm) | |
| Ozônio | 1 hora ² | 160 | 160 | Quimioluminescência |
| Dióxido de Nitrogênio | MAA ³ | 100 | 100 | Quimioluminescência |
| | 1 hora | 320 | 190 | |

Fonte: Adaptado da CONAMA nº 03/1990.

1 – Média geométrica anual.

2 – Não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

3 – Média aritmética anual.

A resolução CONAMA n° 03 também estabelece níveis de qualidade do ar para elaboração de um Plano de Emergência para Episódios Críticos de Poluição do Ar, visando à tomada de ações dos governos, entidades privadas e comunidade, com o objetivo de prevenir grave e iminente risco à saúde da população. Na definição dos Níveis de Atenção, Alerta e Emergência deve ser levada em conta a previsão meteorológica desfavorável ou a não dispersão dos poluentes. No Quadro 4 são apresentados esses níveis referentes às partículas totais em suspensão (PTS), às partículas inaláveis e à fumaça.

Quadro 4: Níveis de Atenção, Alerta e Emergência para fumaça e MP

| Poluente | Atenção | Alerta | Emergência |
|--|----------------|---------------|-------------------|
| Partículas totais em suspensão ($\mu\text{g.m}^{-3}$ - 24 h) | 375 | 625 | 875 |
| Fumaça ($\mu\text{g.m}^{-3}$ - 24 h) | 250 | 420 | 500 |
| Partículas inaláveis ($\mu\text{g.m}^{-3}$ - 24 h) | 250 | 420 | 500 |

Fonte: Adaptado da CONAMA n° 03/1990.

Em abril de 2013, por meio do Decreto n° 59.113, o estado de São Paulo estabeleceu novos padrões de qualidade do ar em âmbito estadual. Dentre as principais alterações, destaca-se a definição de três metas intermediárias: Etapa 1 (MI1) a ser cumprida a partir da publicação do decreto; Etapa 2 (MI2) traz valores que devem ser respeitados após a MI1, entrando em vigor após avaliações realizadas na Etapa 1; e Etapa 3 (MI3), com duração estabelecida pelo órgão ambiental estadual. Os padrões finais passarão a valer a partir do término do prazo das MI3. O Quadro 5 traz os padrões finais e intermediários para o material particulado no estado de São Paulo.

Quadro 5: Padrões de qualidade do ar em $\mu\text{g.m}^{-3}$ relativos ao MP em SP

| Poluente | Tempo de amostragem | MI1 | MI2 | MI3 | PF |
|--|---------------------|-----|-----|-----|-----|
| Partículas totais em suspensão (PTS) | MGA | - | - | - | 80 |
| | 24 horas | - | - | - | 240 |
| Fumaça | MAA | 40 | 35 | 30 | 20 |
| | 24 horas | 120 | 100 | 75 | 50 |
| Partículas inaláveis (MP₁₀) | MAA | 40 | 35 | 30 | 20 |
| | 24 horas | 120 | 100 | 75 | 50 |
| Partículas inaláveis finas (MP_{2,5}) | MAA | 20 | 17 | 15 | 10 |
| | 24 horas | 60 | 50 | 37 | 25 |

Analizando o Quadro 5, percebe-se que os padrões finais para o material particulado inalável (MP₁₀) se igualam às recomendações da OMS (apresentadas a seguir).

3.3.2. Legislação internacional relativa ao MP

A Organização Mundial da Saúde (OMS) estabeleceu diretrizes de qualidade do ar que visam proteger a saúde pública em diferentes contextos. No entanto, é importante destacar que essas diretrizes não são padrões de qualidade do ar. Estes, por sua vez, devem ser estabelecidos pelas próprias nações e variam de acordo com a abordagem adotada para equilibrar os riscos à saúde com a viabilidade tecnológica, as considerações econômicas e diversos outros fatores políticos e sociais, que dependem basicamente do nível de desenvolvimento e capacidade nacional na gestão da qualidade do ar. Assim, os valores de referência recomendados pela OMS levam em conta essa heterogeneidade e reconhecem que, ao formular objetivos políticos, os governos devem considerar cuidadosamente suas próprias circunstâncias locais antes de adotar as diretrizes como padrões legais (WHO, 2005).

Com base em todas as evidências apontadas anteriormente quanto aos riscos associados à exposição ao material particulado, a OMS estabeleceu os seguintes valores de referência para tal poluente:

Quadro 6: Recomendações da OMS para o MP

| Poluente | Tempo de amostragem | Valor de referência [$\mu\text{g.m}^{-3}$] |
|-------------------------|----------------------------|--|
| MP₁₀ | Média Anual | 20 |
| | Média de 24 horas | 50 |
| MP_{2,5} | Média Anual | 10 |
| | Média de 24 horas | 25 |

Fonte: Adaptado da OMS (2006)

Nos EUA, a United States Environmental Protection Agency (US EPA) através do National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) estabelece os padrões de qualidade do ar para o material particulado inalável, apresentados no Quadro 7.

Quadro 7: Padrões de qualidade do ar para MP da US EPA

| Poluente | Tempo de amostragem | Padrão primário [$\mu\text{g.m}^{-3}$] | Padrão secundário [$\mu\text{g.m}^{-3}$] |
|-------------------------|----------------------------|--|--|
| MP₁₀ | MAA | Não estabelecido | Não estabelecido |
| | 24 horas ⁽¹⁾ | 150 | Igual ao primário |
| MP_{2,5} | MAA ⁽²⁾ | 12 | Igual ao primário |
| | 24 horas ⁽³⁾ | 35 | Igual ao primário |

Fonte: US EPA, 2012.

1 – Não deve ser excedida mais de uma vez por ano em média ao longo de três anos.

2 – Média aritmética de uma ou mais estações de medição em uma região.

3 – Média aritmética da concentração diária de MP_{2,5}.

Visando proteger a saúde humana, a União Europeia também tem desenvolvido extensa legislação para estabelecer padrões e critérios de qualidade do ar acerca de diversos poluentes. Os padrões atuais para o material particulado inalável na UE constam do Quadro 8.

Quadro 8: Padrões de qualidade do ar para MP da Comissão Europeia

| Poluente | Tempo de amostragem | Padrão primário [$\mu\text{g.m}^{-3}$] | Padrão secundário [$\mu\text{g.m}^{-3}$] |
|-------------------------|----------------------------|--|--|
| MP₁₀ | MAA ⁽¹⁾ | 40 | Igual ao primário |
| | 24 horas ⁽²⁾ | 50 | Igual ao primário |
| MP_{2,5} | MAA ⁽¹⁾ | 25 | Igual ao primário |
| | 24 horas | - | - |

Fonte: EC, 2010.

1 – Média aritmética anual.

2 – Pode ser excedida até 35 vezes ao ano.

Pode-se perceber que o padrão para MP₁₀ da UE é muito mais restritivo do que o norte-americano ou brasileiro. No entanto, as concentrações podem ser excedidas por um considerável número de vezes ao longo de um ano. Além disso, o padrão europeu para MP_{2,5} é menos restritivo do que o da EPA. O Brasil não possui padrão estabelecido para concentrações de MP_{2,5}, exceto no estado de São Paulo, como pode ser observado nos Quadros 3 e 5, contando apenas com os padrões para MP₁₀. Esse é um grave problema do programa de monitoramento do ar brasileiro, além da desatualização da sua normativa, que já tem mais de 20 anos e conta com valores incompatíveis com o desenvolvimento atual do país.

É importante destacar que a Diretiva EC 50/2008 da União Europeia determina que a informação pública sobre concentrações ambientes de dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, material particulado (pelo menos MP₁₀), ozônio e monóxido de carbono deve ser atualizada no mínimo diariamente e, quando praticável, deverá ser atualizada de hora em hora (EC, 2008).

Para fins de comparação, no Quadro 9 está apresentada uma compilação dos padrões de qualidade do ar para MP de diferentes legislações.

Quadro 9: Comparativo entre os padrões para MP de diferentes legislações

| Poluente | Tempo de amostragem | Recomendação da OMS [$\mu\text{g.m}^{-3}$] | Padrões da US EPA [$\mu\text{g.m}^{-3}$] | Padrões da União Europeia [$\mu\text{g.m}^{-3}$] | Padrões brasileiros [$\mu\text{g.m}^{-3}$] | SP [$\mu\text{g.m}^{-3}$] |
|-------------------|--------------------------|--|--|--|--|-----------------------------|
| PTS | Média Anual (geométrica) | Não há | Não há | Não há | 80 | 80 |
| | Média de 24 horas | Não há | Não há | Não há | 240 | 240 |
| MP ₁₀ | Média Anual | 20 | não há | 40 | 50 | 20 |
| | Média de 24 horas | 50 | 150 | 50 | 150 | 50 |
| MP _{2,5} | Média Anual | 10 | 12 | 25 | não há | 10 |
| | Média de 24 horas | 25 | 35 | não há | não há | 25 |

Obs.: os valores apresentados para SP correspondem aos padrões finais, passando a valer após o término das metas intermediárias.

Como destacado anteriormente, os padrões brasileiros estão atrasados em relação às normativas internacionais, principalmente em relação às recomendações da OMS e aos padrões da União Europeia. Além de não haver padrão para MP_{2,5}, o valor máximo permitido para a concentração de MP₁₀ média de 24 horas é três vezes superior ao estabelecido pela OMS e pela UE. Para a média anual, o padrão brasileiro é superior ao dobro do valor de referência da OMS. Ainda, as legislações internacionais apresentadas acima já não consideram o PTS como um padrão preponderante no que concerne à saúde pública, excluindo-o das respectivas normas. Enquanto isso, a legislação nacional e até mesmo a mais recente legislação de SP ainda adotam o referido padrão.

3.4. FATORES METEOROLÓGICOS E MECANISMOS DE REMOÇÃO DO MP EM AR AMBIENTE

Os principais fatores meteorológicos que afetam a dispersão dos poluentes na atmosfera são a direção e a velocidade do vento e a turbulência, que está fortemente ligada ao conceito de estabilidade (COLLS; TIWARY, 2010).

No caso do MP, o seu período de permanência na atmosfera é determinado pelo diâmetro aerodinâmico e pelos fatores meteorológicos supracitados. As partículas inaláveis (com diâmetro menor do que 10

µm) apresentam velocidade de sedimentação muito baixa, tendendo a permanecer na atmosfera por longos períodos (CERUTTI, 2000).

Juneng et al. (2011) ao avaliar a relação entre diversos fatores com potencial para influenciar as variações de MP_{10} no Vale de Klang, na Malásia, observaram que os fatores meteorológicos locais (com destaque para a temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento locais) dominaram as flutuações de MP_{10} durante as monções de verão, em detrimento das condições climáticas sinópticas e das emissões regionais. No entanto, eles concluíram que as informações adicionais acerca das condições climáticas sinópticas aumentam a capacidade de previsão dos modelos de regressão linear. Além disso, identificaram padrões sinópticos que podem afetar as variações na concentração de MP_{10} . Em suma, os padrões sinópticos atuam diretamente sobre manifestações sazonais dos próprios fatores meteorológicos locais e estes, por sua vez, estão mais diretamente relacionados com as variações nas concentrações locais de MP.

Lee et al. (2011) observaram que, no período de 2001 a 2008, a maioria dos episódios de baixas concentrações de MP_{10} em Seul (Coreia do Sul) ocorreu durante o verão. Além disso, eles também observaram que temperaturas e pressões incomumente altas ocorreram sobre a península coreana durante episódios de altas concentrações diárias de MP_{10} , enquanto o padrão meteorológico para os episódios de baixas concentrações foi exatamente o contrário. Uma explicação plausível para esse fato é a de que a atmosfera é mais estável nas bordas de um centro de alta pressão, fornecendo uma ótima condição para o acúmulo de poluentes (LEE et al., 2011). Já as altas temperaturas podem estar relacionadas a uma maior formação de aerossóis devido às altas taxas de reações químicas, contribuindo para maiores concentrações de MP_{10} (VAN DER WAL e JANSEEN, 2000 apud LEE et al., 2011). Em suma, a temperatura e a pressão estariam positivamente correlacionadas com a concentração de MP_{10} na cidade de Seul. Outra observação importante com relação às influências meteorológicas sobre o MP em Seul é que, durante os episódios de maiores concentrações de MP_{10} , os ventos na troposfera inferior e superior foram mais fracos sobre a península coreana e as regiões vizinhas ao nordeste da China (LEE et al., 2011). Em estudo realizado em dois distritos de Xangai (Baoshan e Putuo), na China, Wang et al. (2013) também observaram que as concentrações de MP_{10} e $MP_{2,5}$ foram maiores no inverno e menores no verão, com ambos os locais apresentando a mesma variação sazonal.

3.4.1. Direção do vento

A direção do vento é convencionalmente especificada como a direção de onde ele sopra, pois é mais interessante saber o que ele coletou para chegar até o ponto de interesse do que o que ele carregará para outro lugar (STOKER, 1981).

A direção do vento raramente é constante a curto ou longo prazo, sendo que a média para períodos entre uma e algumas horas é determinada pelos campos locais e sinóticos de pressão (passagem de sistema frontal ou o ciclo diurno das brisas marítimas próximas a uma costa, por exemplo). Esse valor médio da direção do vento em médio prazo é fundamentalmente importante para a determinação da área do solo que pode ser exposta a uma emissão de uma determinada fonte. As variações em curto prazo (entre segundos e minutos), devido à turbulência, são sobrepostas nessas médias de médio prazo. Além dessas variações horizontais em curto prazo, também há variações de curto prazo na componente vertical do vento que afetam a dispersão turbulenta (COLLS; TIWARY, 2010).

3.4.2. Velocidade do vento

A velocidade do vento é importante na dispersão atmosférica de três maneiras distintas. Em primeiro lugar, qualquer emissão é diluída por um fator proporcional à velocidade do vento à jusante da fonte. Além disso, a turbulência mecânica, que aumenta a mistura e a diluição, é criada pelo vento (DE MELO LISBOA, 1996; COLLS; TIWARY, 2010).

Em análise de agrupamentos realizada para concentrações de MP_{10} no Porto de Koper, na Eslovênia, Zibert e Praznikar (2012) verificaram que as concentrações de MP_{10} foram influenciadas tanto pela precipitação quanto pela velocidade dos ventos. Masiol et al. (2012) afirmaram que as concentrações de poluentes primários típicos (originados da combustão e do tráfego de veículos) aumentaram durante períodos de ventos lentos em uma localidade rural próxima à Veneza, no litoral da Itália.

O atrito com o solo reduz a velocidade do vento próxima à superfície, de forma que a velocidade no topo de uma chaminé industrial será substancialmente maior do que na sua base, facilitando a dispersão. Por conseguinte, a velocidade e a direção dos ventos são dependentes das condições meteorológicas e dos obstáculos encontrados na superfície do solo (SEINFELD e PANDIS, 2006).

A variação da velocidade com a altura pode ser aproximada por uma lei de potência (COLLS; TIWARY, 2010), como:

$$u(z) = u_0 (z/z_0)^p \quad [\text{Equação 1}]$$

Onde,

$u(z)$ = velocidade do vento na altura z (m.s^{-1})

u_0 = velocidade do vento medida por um anemômetro na altura z_0

p = expoente que varia com a estabilidade atmosférica

No Quadro 10 é apresentada a variação do expoente p da velocidade do vento em função da categoria de estabilidade atmosférica (grau de turbulência).

Quadro 10: Expoente p da velocidade do vento em função do grau de turbulência da atmosfera

| Grau de instabilidade de Pasquill | Expoente p para terrenos acidentados | Expoente p para terrenos regulares |
|--|--|--|
| A - o mais instável | 0,15 | 0,07 |
| B | 0,15 | 0,07 |
| C | 0,2 | 0,1 |
| D | 0,25 | 0,15 |
| E | 0,4 | 0,35 |
| F - o mais estável | 0,6 | 0,55 |

Fonte: Adaptado de COLLS, 2010.

3.4.3. Estabilidade atmosférica

Analisando o Quadro 10 podemos concluir que quanto mais instável a atmosfera, ou seja, quanto mais misturadas estão as massas de ar, menor é a variação da velocidade do vento com a altura. Em outras palavras, a estabilidade é uma propriedade atmosférica que determina a capacidade de movimentação vertical do ar gerado pela turbulência térmica.

Quanto mais estável a atmosfera, menor será a diluição e o transporte dos poluentes. Ela está diretamente relacionada com a formação da inversão térmica, que provoca o aprisionamento da concentração dos poluentes em níveis próximos ao solo. A estagnação do ar só desaparece quando a atmosfera volta a se tornar instável (STOKER, 1981; DE MELO LISBOA, 1996).

3.4.4. Mecanismos de remoção e remediação do MP em ar ambiente

Os principais mecanismos de remoção do MP estão ligados à deposição das partículas, que pode ser seca ou úmida. Na deposição seca, a taxa de deposição, ou velocidade de deposição, é menor para partículas de tamanho intermediário. Portanto, os mecanismos para deposição são mais eficazes sobre partículas muito pequenas ou muito grandes. Isso ocorre porque as partículas grandes se depositam rapidamente sob efeito dos processos de sedimentação e impactação, enquanto as menores estão sujeitas à difusão browniana (SEINFELD e PANDIS, 2006). É difícil separar completamente a deposição úmida (processo que inclui a físico-química das nuvens e da precipitação) de outros processos de fase gasosa, tais como a deposição seca, a mistura atmosférica e as transformações químicas (GARRET et al., 2006).

Muitos estudos de campo têm investigado o efeito da remoção úmida em alguns dos principais poluentes atmosféricos, como O_3 , CO, NO_2 , SO_2 , MP_{10} , entre outros (YOO, 2013). Plaude et al. (2012) relataram uma correlação significativamente negativa entre a concentração média mensal de MP_{10} e a intensidade de chuvas em algumas regiões da Rússia. Além disso, comparada a outras estações, a remoção úmida é mais eficaz durante o verão (ou períodos de precipitações intensas, especialmente em países tropicais), quando as chuvas convectivas prevalecem (PLAUDE et al., 2012).

Aryal et al. (2008) observaram que as chuvas em junho e setembro, durante o período de monções, causaram uma redução na concentração de MP_{10} no Vale de Kathmandu (Nepal), demonstrando que a precipitação é efetiva na remoção de MP do vale. Ainda, através de análises de correlação cruzada entre os níveis de MP_{10} medidos simultaneamente nas estações de amostragem, eles demonstraram que a correlação entre a precipitação e a concentração de MP_{10} foi mais fraca no inverno, prevalecendo nas estações de monção e pós-monção.

Lim et al. (2012) verificaram uma remoção úmida de MP_{10} cerca de 40% maior do que a constatada para o NO_2 , na Coreia do Sul, no período de 2000 a 2009. Adicionalmente, Yoo et. al. (2013) constataram que, em relação ao O_3 , CO, NO_2 e SO_2 , o MP_{10} é o poluente mais sensível à chuva, particularmente durante as duas primeiras horas.

4. MATERIAIS E MÉTODO

4.1. CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

A capital do estado de Santa Catarina está localizada na região leste do estado, na microrregião igualmente denominada Florianópolis. Faz divisa apenas com o município de São José e com um IDH-M de 0,847 (PNUD, 2010) apresenta-se como o 3º melhor município brasileiro com relação a esse indicador. O quadro a seguir apresenta uma síntese das principais características físicas e demográficas do município.

Quadro 11: Dados físicos e demográficos da cidade de Florianópolis

| Dados físicos e demográficos de Florianópolis | |
|--|----------------------------|
| Latitude ¹ | 27° 35' 49" S |
| Longitude ¹ | 48° 32' 57" O |
| Altitude média ¹ | 3 m |
| Área total ² | 436,5 km ² |
| Área urbanizada ¹ | 31,9 km ² |
| População residente (2010) ² | 421.240 hab |
| Densidade demográfica ² | 986,11 hab/km ² |
| Total de veículos (2010) ³ | 264.240 |
| Habitantes/veículo ^{2 e 3} | 1,59 |

Fontes: 1 Embrapa (2010), 2 IBGE (2010), 3 DETRAN (2010)

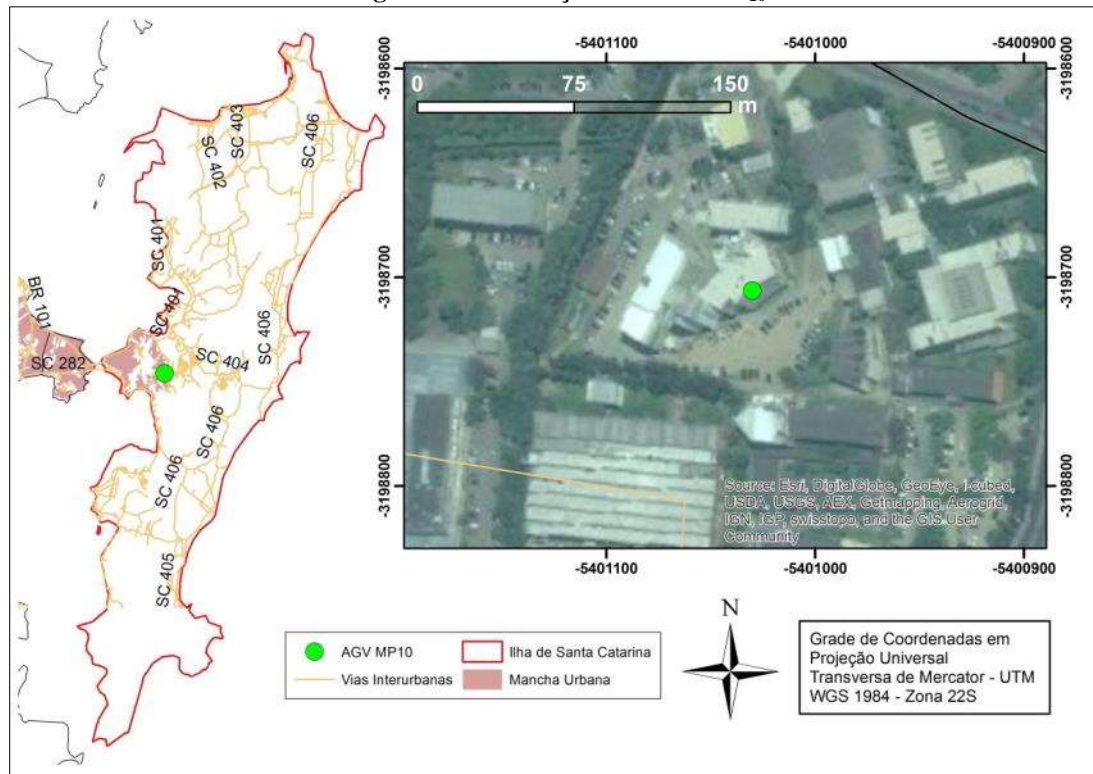
Os veículos automotores constituem uma das principais fontes antrópicas de material particulado e inalável (SEINFELD e PANDIS, 2006). Como é possível perceber a partir do Quadro 10, Florianópolis apresenta um altíssimo número de veículos por habitante. Para se ter uma ideia dessa proporção, em 2009 a cidade de São Paulo (provavelmente o município com o trânsito mais caótico do Brasil) tinha um veículo para cada 1,8 habitantes e, na mesma época, o valor para a capital catarinense era de um veículo para cada 1,7 habitantes. Tomando como base a projeção populacional do IBGE para Florianópolis no ano de 2013 e o número de veículos emplacados nessa mesma época, o valor chega a um veículo para cada 1,3 habitantes.

4.1.1. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

O presente trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Controle da Qualidade do Ar (LCQAr). Desde agosto de 2011, o material particulado inalável é monitorado com o emprego de um Amostrador de Grande Volume (Energética) com cabeça de separação para partículas menores do que 10 μm (AGV-MP₁₀).

O AGV-MP₁₀ utilizado nas amostragens está instalado no terraço do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (Campus Florianópolis), distando cerca de 15 m do solo. Nesse aspecto, a localização do equipamento está em desconformidade com o critério da NBR 13.412/1995, para o qual a entrada do amostrador deve ficar de 2 m a 7 m do solo. No entanto, por questões de segurança e disponibilidade de energia elétrica, este foi o local escolhido para a instalação do AGV-MP₁₀. A localização do prédio e do respectivo equipamento pode ser visualizada na Figura 3.

Figura 3: Localização do AGV-MP₁₀

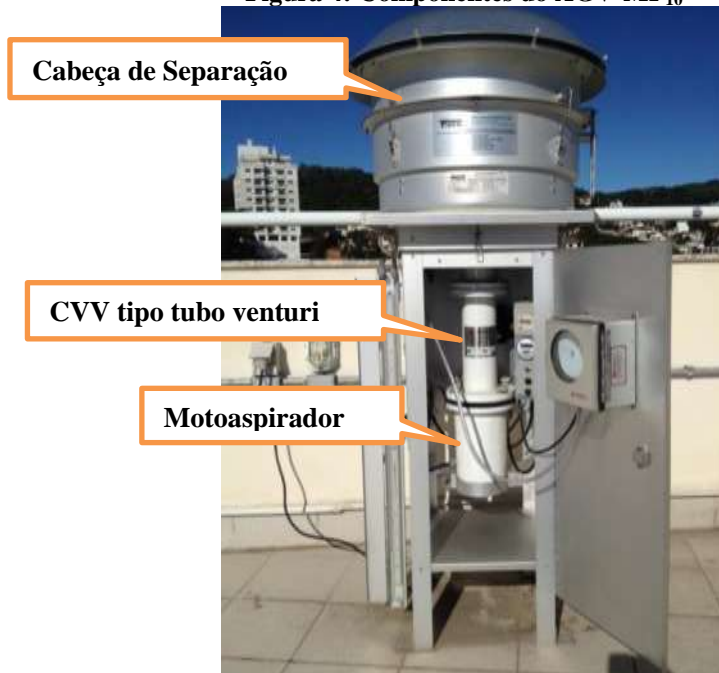


4.2. COLETA E ANÁLISE DO MP₁₀

Para efeito das análises apresentadas nesse trabalho, considerou-se o período de monitoramento compreendido entre 11 de agosto de 2011 e 23 de fevereiro de 2014. Assim, foram contabilizadas e validadas 134 coletas de MP₁₀. Tais amostragens seguiram as recomendações da NBR 13.412/1995 e do "Reference Method for the Determination of Particulate Matter as PM₁₀ in the Atmosphere" da US EPA.

O funcionamento básico do equipamento consiste na sucção de ar propiciada por um motor, que passa por um filtro de fibra de vidro a uma vazão constante durante um período de 24 horas. O filtro deve ter uma eficiência mínima de 99% na coleta de partículas de Ftalato de Dioctil de 0,3 µm e a vazão é regulada por um Controlador de Vazão Volumétrica (CVV) do tipo venturi, que pode ser observado na Figura 4. O tempo de amostragem é controlado por um programador de tempo (*timer*) com exatidão de pelo menos +- 15 minutos em 24 horas e medido com um horômetro.

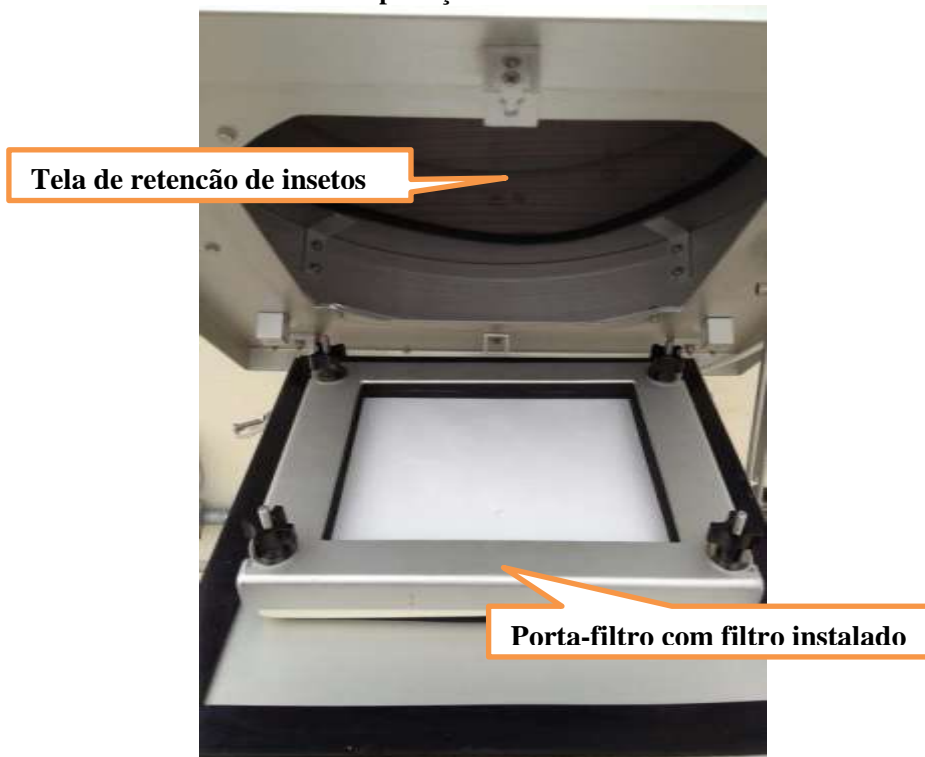
Figura 4: Componentes do AGV-MP₁₀



Fonte da figura: o autor.

O equipamento para coleta de MP_{10} difere de modelos para coleta de partículas totais em suspensão (PTS) por conta da cabeça de separação, especialmente projetada para estabelecer um “ponto de corte” que impede a passagem de partículas maiores do que $10\ \mu m$ para o filtro. Para que isso aconteça, o ar aspirado é direcionado através de nove boqueiras de aceleração para a câmara de impactação, na qual as partículas maiores do que $10\ \mu m$ são retidas em uma placa untada com graxa de silicone. Já o ar contendo as partículas MP_{10} é, por fim, direcionado para o meio filtrante (Figura 5) (ENERGÉTICA, 2012).

Figura 5: Detalhe do porta-filtros com filtro instalado e da tela de proteção contra insetos



Tela de retenção de insetos

Porta-filtro com filtro instalado

Fonte da figura: o autor

Os filtros devem ser equilibrados em um ambiente condicionado por pelo menos 24 horas antes de serem pesados. O manual da empresa ENERGÉTICA recomenda que a umidade relativa seja mantida na faixa

de 20% a 40%, com uma variação não maior do que 5% durante todo o período de condicionamento. Dessa forma, os filtros (modelo E558X10IN, Energética, dimensões de 203 x 254 mm) são pesados em quatro momentos: antes e após o condicionamento que antecede o posicionamento do filtro no AGV e antes e após o condicionamento que sucede a amostragem (Figura 6b). A balança analítica utilizada possui precisão de 0,1 mg (Shimadzu, AY220) e está apresentada na Figura 6a.

Figura 6: Balança analítica (a) e filtro após amostragem (b)



(a)



(b)

Por fim, a concentração de material particulado inalável é obtida pela razão entre o ganho de massa dos filtros (em equilíbrio) e o volume de ar amostrado corrigido para condições padrão (25 ° C, 760 mm Hg):

$$C_{MP_{10}} = \frac{M_L}{V_p} \cdot 10^6 \quad [\text{Equação 2}]$$

Onde,

$C_{MP_{10}}$ = concentração de MP_{10} em ar ambiente [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$]

M_L = ganho líquido de massa no filtro durante a amostragem [g]

V_p = volume total amostrado em unidade padrão de volume [m^3 padrão]

O volume amostrado é determinado a partir da vazão média e do tempo total de amostragem, a partir da Equação 3:

$$V_p = (\overline{Q_p}) \cdot t \quad \text{[Equação 3]}$$

Onde,

$\overline{Q_p}$ = vazão média do amostrador corrigida para as condições padrão [m³ padrão/min.]

t = tempo decorrido de amostragem [min]

A vazão $\overline{Q_p}$ é obtida a partir da correlação apresentada na Equação 4:

$$\overline{Q_p} = \overline{Q_r} \cdot \left(\frac{P_m}{P_p} \right) \cdot \left(\frac{T_p}{T_m} \right) \quad \text{[Equação 4]}$$

Onde,

$\overline{Q_p}$ = vazão volumétrica padrão média para o período de amostragem [m³ padrão/min.]

$\overline{Q_r}$ = vazão volumétrica real média para o período de amostragem [m³/min]

P_m = pressão barométrica ambiente média durante o período de amostragem [mm Hg]

T_m = temperatura ambiente média [K]

P_p = pressão barométrica padrão [760 mm Hg]

T_p = temperatura padrão [298 K]

A NBR 13.412/1995 limita a vazão de amostragem entre 1,1 m³.min⁻¹ e 1,7 m³.min⁻¹. O AGV-MP₁₀ da ENERGÉTICA foi projetado para trabalhar a uma vazão em torno de 1,13 m³.min⁻¹ em condições reais de temperatura e pressão, cuja regulação é realizada por um Controlador Volumétrico de Vazão constituído por um tubo de Venturi. Embora a vazão possa variar teoricamente na faixa de 1,02 a 1,24 m³.min⁻¹, por razões de garantia da qualidade, essa faixa é reduzida para 1,05 a 1,21 m³.min⁻¹.

Ainda, para determinação da vazão operacional faz-se necessária a determinação da pressão de estagnação (P_o , abaixo do filtro). Ela é dada pela diferença entre a pressão atmosférica (P_a) e a pressão diferencial (dH_f) lida no manômetro de 800 mm acoplado ao amostrador (Figura 7). A pressão diferencial corresponde à perda de carga imposta pelo filtro ao fluxo de ar.

Figura 7: Manômetro de 800 mm para medição da pressão de estagnação



Fonte: o autor.

A vazão operacional é, finalmente, uma função da temperatura ambiente média (T_m) e da taxa de pressão (P_o/P_m) na forma de uma reta (Equação 5), cujos parâmetros são obtidos por meio de uma calibração multipontual, realizada com um Calibrador Padrão de Vazão (CPV). A ENERGETICA recomenda o emprego de cinco pontos de vazão para obtenção, por regressão linear, da reta de calibração.

$$\overline{Q_r} = \frac{1}{a_2} \left[\left(\frac{\overline{P_o}}{\overline{P_m}} - b_2 \right) \cdot \sqrt{T_m} \right] \quad [\text{Equação 5}]$$

Onde,

$\overline{Q_r}$ = vazão volumétrica real média para o período de amostragem
[m³.min⁻¹]

\bar{P}_o = pressão de estagnação (absoluta) média para o período de amostragem [mm Hg]

P_m = pressão barométrica ambiente média durante o período de amostragem [mm Hg]

T_m = temperatura ambiente média durante o período de amostragem [K]

a_2 = coeficiente angular da reta de calibração

b_2 = coeficiente linear da reta de calibração

Para certificação do Calibrador Padrão de Vazão, deve-se levantar uma relação entre a vazão e a perda de carga através do orifício do CPV, em condições reais ou corrigidas para o padrão de temperatura e pressão. Dessa forma, realiza-se a calibração do equipamento com um padrão secundário, do tipo ROOTS, chamado de Medidor Padrão de Volume (MPV). Além disso, a calibração do CPV deve ser realizada anualmente (ENERGÉTICA, 2010).

4.2.1. Frequência e cronograma físico de coleta do MP₁₀

Por conta dos períodos de amostragem e condicionamento levarem 24 horas cada, a frequência de obtenção de dados atende a uma programação semanal variável, obtendo-se geralmente de três a cinco dados de concentração por semana. Isso resultaria em, minimamente, doze amostras mensais, possibilitando o cálculo de médias mensais com segurança. Além disso, a NBR 13.412/1995 exige uma frequência de amostragem mínima a cada seis dias.

Em uma situação ideal, o procedimento de amostragem segue o cronograma físico semanal ilustrado abaixo:

Quadro 12: Procedimento físico de amostragem de MP₁₀

| Procedimento físico de amostragem de MP₁₀ | |
|---|---|
| Segunda-feira | Pesam-se (obtendo-se o P1) e colocam-se dois filtros em condicionamento por 24 h |
| Terça-feira | Pesa-se (obtendo-se o P2) e coloca-se o Filtro 1 condicionado para rodar no AGV-MP ₁₀ por 24 h |
| Quarta-feira | O Filtro 1 é retirado do AGV, pesado (obtendo-se P3) e colocado em condicionamento por 24 h; pesa-se (P2) e instala-se o Filtro 2; o Filtro 3 é pesado (P1) e colocado em condicionamento |
| Quinta-feira | Pesa-se o Filtro 1 pela última vez (P4); retira-se e pesa-se o Filtro 2 (P3) e instala-se o Filtro 3 após pesagem (P2); o Filtro 4 é pesado (P1) e colocado em condicionamento |
| Sexta-feira | Pesa-se o Filtro 2 pela última vez (P4), retira-se e pesa-se o Filtro 3 (P3) e instala-se o Filtro 4 após pesagem (P2), o Filtro 5 é pesado (P1) e colocado em condicionamento |
| Sábado | |
| Domingo | |
| Segunda-feira | Pesa-se o Filtro 3 pela última vez (P4), retira-se e pesa-se o Filtro 4 (P3) e instala-se o Filtro 5 após pesagem (P2), o Filtro 6 é pesado (P1) e colocado em condicionamento |

Obs.: P1 – Peso de um filtro antes do condicionamento e da amostragem;

P2 – Peso de um filtro condicionado antes da amostragem;

P3 – Peso de um filtro após amostragem e antes do condicionamento final;

P4 – Peso de um filtro condicionado após amostragem;

A ordem com que os filtros são manuseados ao longo de uma semana está representada pela numeração (Filtro 1, Filtro 2, etc.).

4.2.2. Comparação dos dados de MP₁₀ com padrões de qualidade do ar nacionais e internacionais

No Item 5, as concentrações de MP₁₀ foram comparadas aos padrões de qualidade do ar apresentados no Item 3.3, atendendo ao segundo objetivo específico do trabalho.

4.3. AQUISIÇÃO DE DADOS METEOROLÓGICOS

Como mostrado no Item 1.2, para a padronização da vazão de amostragem são necessárias as médias diárias de temperatura e pressão atmosférica. Portanto, esses são dois parâmetros meteorológicos básicos a serem adquiridos para o cálculo da concentração de MP₁₀. Além disso,

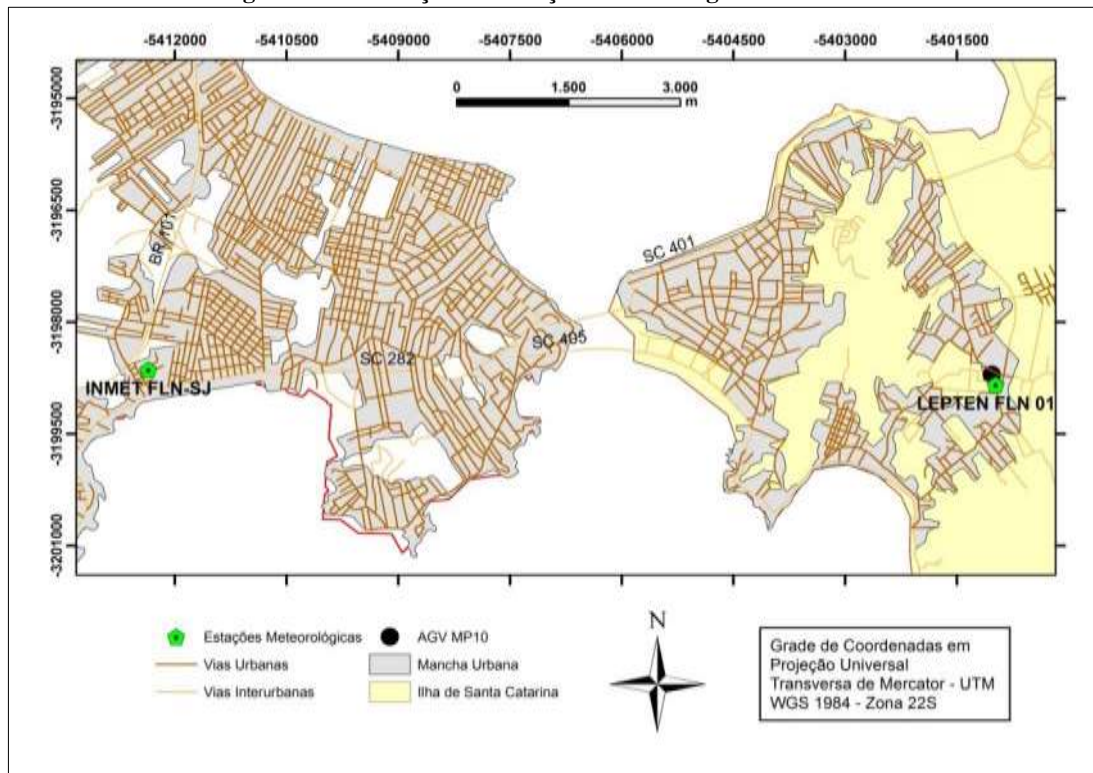
foram determinadas as precipitações acumuladas e as médias diárias de umidade, direção e velocidade do vento (decompostas nas componentes zonal e meridional) e radiação solar global, de forma a correlacioná-las com as concentrações de MP observadas.

Foram consultados os bancos de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), especificamente da estação automática de São José, na qual os parâmetros são computados de hora em hora, e dos Laboratórios de Engenharia de Processos de Conversão e Tecnologia de Energia (LEPTEN-UFSC), mais precisamente da estação FLN 01, onde os dados são registrados de 10 em 10 minutos. A estação do INMET (Figura 8), em operação desde 22 de janeiro de 2003, está instalada a uma altitude de 2 m, na latitude $-27,60^\circ$ e longitude $-48,62^\circ$. Já a estação do LEPTEN está localizada na latitude $-27,60^\circ$, longitude $-48,52^\circ$ e a 12 m de altitude. A Figura 9 traz um mapa com a localização de ambas as estações meteorológicas e do AGV-MP₁₀. Por estar localizado nas proximidades do AGV-MP₁₀ em questão, os dados do LEPTEN (que inclusive fazem parte do Sistema de Organização Nacional de Dados Ambientais, SONDA, do INPE) constituíram a principal base de dados meteorológicos, tendo falhas pontuais corrigidas com dados do INMET. Uma análise mais detalhada sobre essa questão é abordada no Item 5.2.

Figura 8: Estação automática do INMET Florianópolis-São José



Figura 9: Localização das estações meteorológicas consultadas



4.4. CORRELAÇÃO DOS PARÂMETROS METEOROLÓGICOS COM AS CONCENTRAÇÕES DE MP₁₀

Com o objetivo de investigar a relação entre os parâmetros meteorológicos e as concentrações de MP₁₀ foi realizada uma análise estatística dos dados. Por já se tratar de uma ampla base de dados, foram considerados apenas os dados meteorológicos referentes ao dia da coleta do MP, supondo-se que o acréscimo de dados meteorológicos interferiria negativamente na representatividade da correlação das variáveis.

Os dados meteorológicos e de concentração de MP₁₀ foram inseridos no programa Statistica® a fim de obter as correlações e inferências estatísticas que podem indicar a natureza da relação entre as variáveis. Quando necessário, foram aplicadas as devidas transformações para preparar os dados brutos a serem correlacionados.

O vetor velocidade do vento pode ser decomposto em suas componentes zonal (u) e meridional (v), através das equações apresentadas a seguir.

$$u = -|V| \sin\left(\frac{\pi}{180} \times \phi\right) \quad [\text{Equação 6}]$$

$$v = -|V| \cos\left(\frac{\pi}{180} \times \phi\right) \quad [\text{Equação 7}]$$

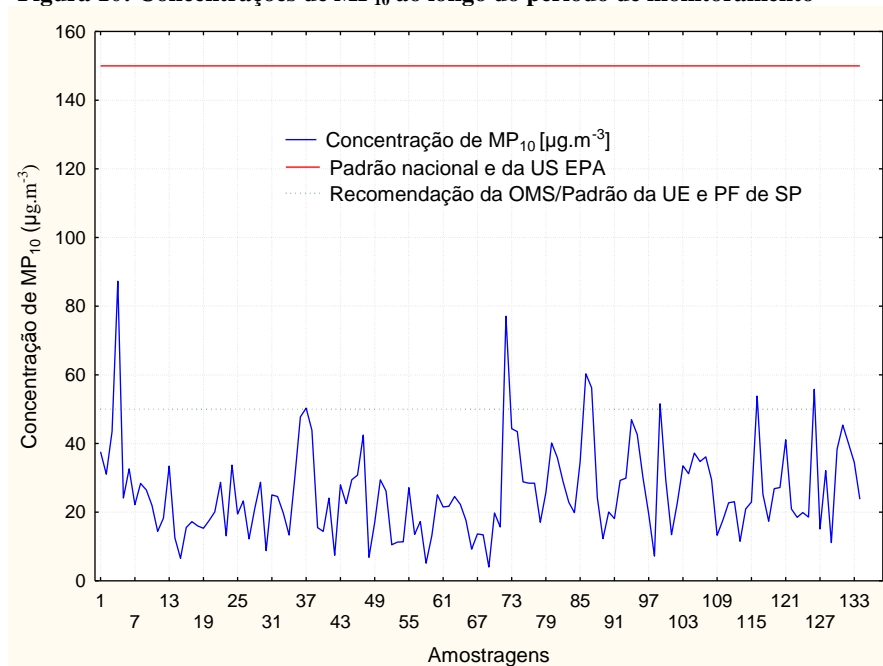
Onde ϕ é a direção média do vento em graus e V é a velocidade do vento. Como a direção do vento é medida em ângulos azimutais ou azimutes, que indicam o ângulo em relação ao Norte, ela foi convertida através da fórmula: ângulo cartesiano (ϕ) = 450 – ângulo azimutal (θ).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE MP_{10} NO CAMPUS DA UFSC

A Figura 10, a seguir, apresenta a série temporal (*line plot*) das concentrações diárias de MP_{10} ao longo do período de monitoramento (11 de agosto de 2011 a 23 de fevereiro de 2014 – 134 amostragens) frente aos padrões primários de qualidade do ar para MP_{10} utilizados como referência nesse trabalho.

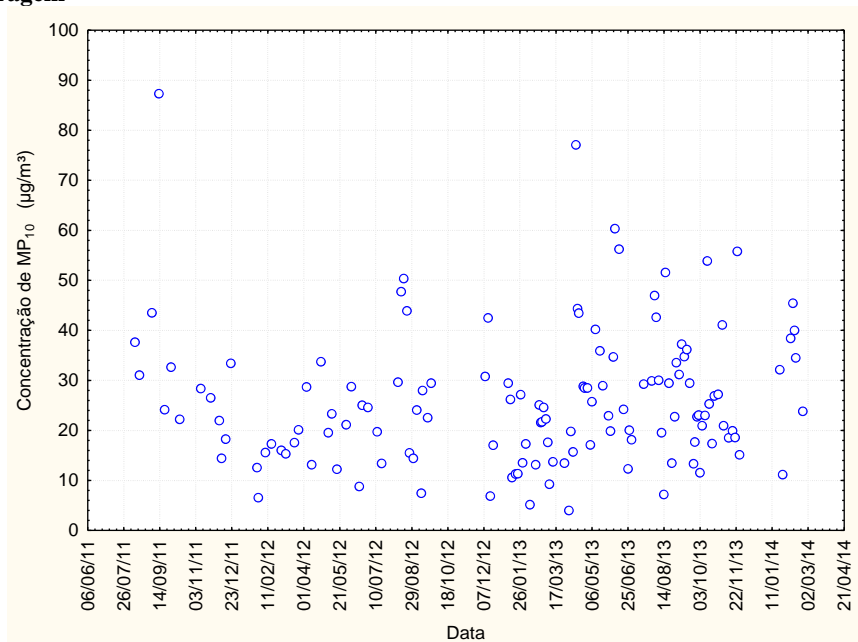
Figura 10: Concentrações de MP_{10} ao longo do período de monitoramento



O gráfico da Figura 10 foi utilizado para melhor comparar os valores de concentração com os padrões de qualidade do ar. No entanto, para facilitar a visualização temporal, a Figura 11 apresenta um diagrama de dispersão (*scatter plot*) da concentração no período estudado. Em aproximadamente dois anos e meio de monitoramento, a maior concentração diária registrada para o MP_{10} foi de $87 \mu\text{g.m}^{-3}$. Este valor foi observado no início do monitoramento, correspondendo à

quarta amostragem e a um dos valores extremos da série de concentrações. Portanto, desde o início do monitoramento o padrão nacional diário para o MP_{10} ($150 \mu\text{g.m}^{-3}$) nunca foi ultrapassado na região em questão. Esse valor também atenderia à legislação norte-americana. No entanto, no que se refere à recomendação da OMS e ao padrão europeu (ambos iguais a $50 \mu\text{g.m}^{-3}$), tal valor estaria acima do estabelecido. Por outro lado, tais legislações permitem que o valor da concentração diária ultrapasse o padrão em até 35 ocasiões durante um ano. Para o Campus da UFSC, durante todo o período de monitoramento, a concentração diária de MP_{10} só ultrapassou esse padrão em oito ocasiões. Desses oito dias, um foi registrado em 2011, um em 2012 e seis em 2013.

Figura 11: Diagrama de dispersão da concentração de MP_{10} no período de amostragem



Como apresentado no Item 3.3, a CONAMA nº 03 estabeleceu o valor de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ como média aritmética anual máxima de MP_{10} em suspensão no ar. Para os dois anos nos quais o monitoramento foi completo (2012 e 2013), esse limite não foi ultrapassado (Figura 12 e Tabela 1). O padrão europeu (igual a $40 \mu\text{g.m}^{-3}$) também não seria

ultrapassado nesse caso. Por outro lado, o valor de referência recomendado pela OMS, igual a $20 \mu\text{g.m}^{-3}$, fora ultrapassado em todos os anos do monitoramento, com destaque para o ano de 2013, no qual foi registrada uma MAA de $26,13 \mu\text{g.m}^{-3}$. Vale lembrar que esse valor também é igual ao padrão final que entrará em vigor no estado de SP, como apresentado no Quadro 5.

Figura 12: Médias aritméticas anuais das concentrações de MP_{10} ao longo do período de estudo

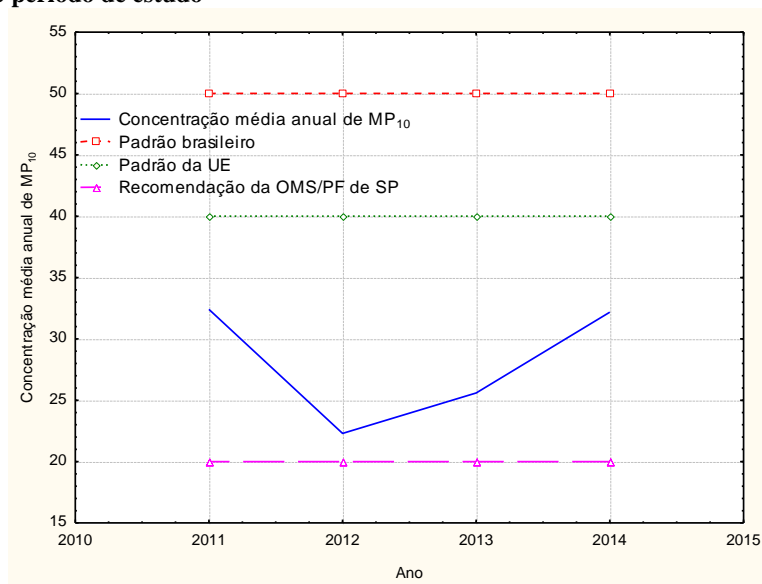
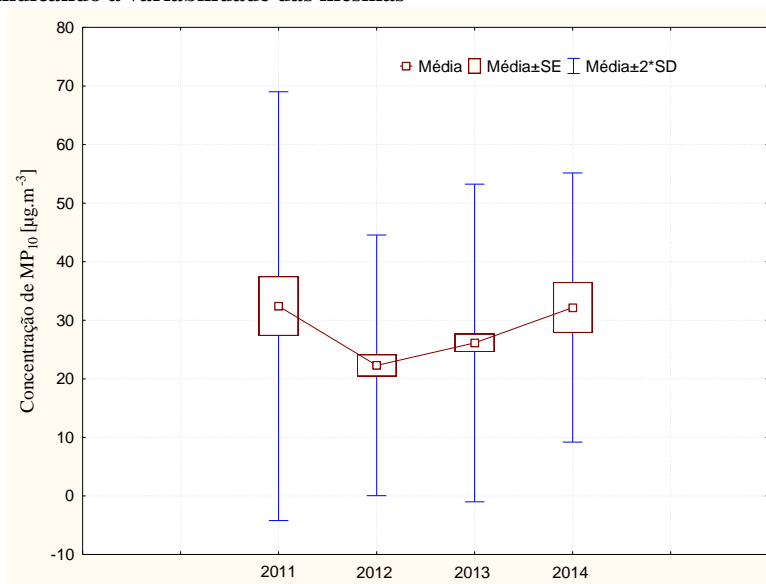


Tabela 1: Estatística descritiva dos dados brutos de concentração de MP₁₀

| Concentração de MP₁₀ | Desde o início | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
|--|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Número de coletas | 134 | 13 | 36 | 78 | 7 |
| Média | 26,02 | 32,41 | 22,30 | 26,13 | 32,18 |
| Mediana | 23,55 | 28,36 | 19,91 | 23,00 | 34,48 |
| Mínimas | 4,01 | 14,43 | 6,55 | 4,01 | 11,14 |
| Máximas | 87,28 | 87,28 | 50,31 | 77,09 | 45,40 |
| Variância | 184,92 | 335,08 | 123,72 | 183,84 | 131,93 |
| Desvio Padrão | 13,60 | 18,31 | 11,12 | 13,56 | 11,49 |
| Skewness (Assimetria) | 1,43 | 2,49 | 0,91 | 1,23 | -1,06 |
| Erro Skewness | 0,21 | 0,62 | 0,39 | 0,27 | 0,79 |
| Curtose | 3,47 | 7,44 | 0,48 | 2,04 | 0,94 |
| Erro Curtose | 0,42 | 1,19 | 0,77 | 0,54 | 1,59 |

É importante destacar que, como se pode observar na Tabela 1, os anos de 2011 e 2014 possuem menor espaço amostral. O monitoramento foi iniciado em Agosto de 2011 e os dados apresentados limitam-se a Fevereiro de 2014. Dessa forma, não seria adequado comparar a evolução da concentração de MP₁₀ entre esses anos. A Figura 13 traz os diagramas de caixa para as médias anuais da concentração, facilitando essa visualização (a caixa representa a variação do erro padrão).

Figura 13: Médias anuais da concentração do MP₁₀ com diagramas de caixa indicando a variabilidade das mesmas



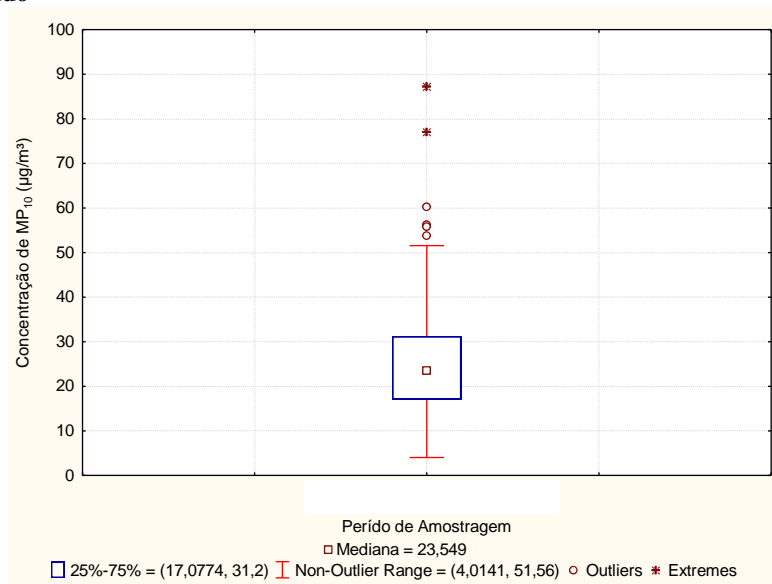
Mais adiante é feita uma abordagem sazonal da concentração de MP₁₀, reunindo os dados dos quatro anos de estudo. Da Tabela 1 é possível perceber que a mediana da concentração de MP₁₀ em 2013 foi consideravelmente superior a de 2012, bem como a sua média. Isso pode ser o indício de um perfil crescente nas emissões de MP₁₀, como resultado do aumento no número de veículos em circulação na região, por exemplo. No entanto, seria necessário dispor de um maior número de anos de monitoramento completo para chegar a tal conclusão. Ainda, pode-se perceber que as médias e medianas são bastante distintas, afastando a hipótese de gaussianidade.

Exceto para o ano de 2014, os valores da Assimetria indicam uma distribuição assimétrica positiva (deslocada para a direita), como poderá ser observado na Figura 15. Analisando os valores e os erros da Curtose, é possível dizer que a distribuição da concentração para todo o período, assim como para os anos de 2011 e 2013, é leptocúrtica, ou seja, é mais afunilada e concentrada do que a distribuição normal, pois tem valor significativamente maior do que zero.

Um diagrama de caixa (“box plot”) das concentrações de MP₁₀ ao longo do período de estudo é apresentado na Figura 14. Os valores das concentrações são apresentados no eixo vertical. A caixa representa

o intervalo interquartil, isto é, a base corresponde ao quartil inferior (até o qual se encontram 25% dos dados da amostra ordenada, limitando as menores medidas) e o topo ao quartil superior (contendo 75% dos dados da amostra ordenada, a partir do qual se encontram os valores mais elevados). De maneira geral, ela indica a localização de 50% dos valores mais prováveis. Isso significa que 50% das concentrações estiveram entre 17,1 e 31,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Os segmentos verticais com uma barra horizontal na extremidade ou “*whiskers*” conectam o topo da caixa ao menor valor entre o maior valor das medidas e o quartil superior mais 1,5 vezes a altura da caixa; e a base da caixa ao maior valor entre o menor valor observado e o valor do quartil inferior menos 1,5 vezes a altura da caixa. No caso das concentrações de MP_{10} , esses valores são, respectivamente, 51,56 e 4,01 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (75% das concentrações amostradas estiveram dentro desse intervalo). Os valores encontrados fora desse intervalo são os chamados “*outliers*” ou valores atípicos do conjunto de dados.

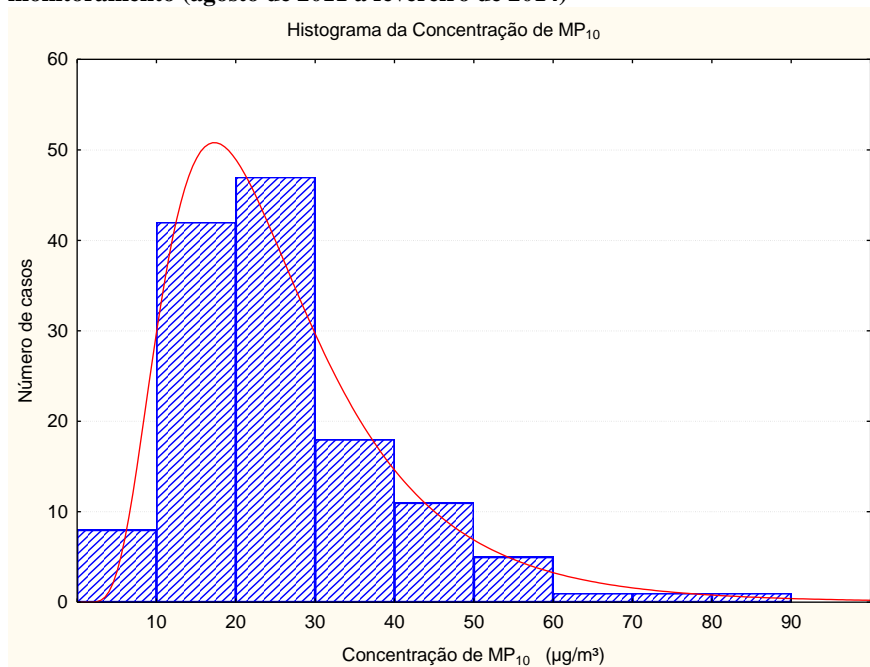
Figura 14: Diagrama de caixa das concentrações de MP_{10} no período estudado



O histograma de frequências das concentrações de MP_{10} está apresentado na Figura 15, juntamente com a distribuição log-normal teórica (linha contínua), que melhor se adaptou aos dados de

concentração. Ressalta-se que os dados foram subdivididos em 20 classes de forma a facilitar a visualização da distribuição.

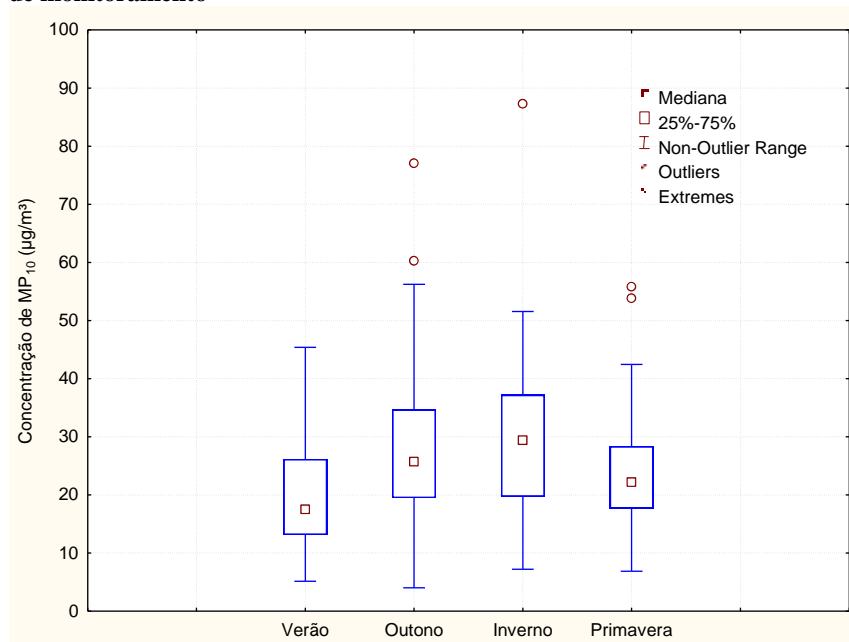
Figura 15: Distribuição log-normal dos dados no período de monitoramento (agosto de 2011 a fevereiro de 2014)



É possível observar que o histograma experimental acompanha a distribuição teórica, ou seja, o conjunto de valores de concentração diária de MP₁₀ segue uma distribuição log-normal. Nesse caso, os valores da média, desvio padrão e variância não são confiáveis, pois são sensíveis aos valores extremos da série. Assim, a mediana é a medida mais representativa do conjunto de dados. Além disso, embora o Statistica indique a existência matemática de múltiplas modas, isso não se faz transparecer na prática. Observando o histograma da Figura 15, pode-se perceber que só existe uma moda com importância significativa. Tal observação será importante para a normalização da variável concentração.

A Figura 16 traz os diagramas de caixa semelhantes ao da Figura 14 aplicados às concentrações de MP₁₀ segmentadas pelas estações do ano em que foram amostradas, ao longo do período de monitoramento.

Figura 16: Concentrações de MP_{10} nas estações do ano ao longo do período de monitoramento



Analisando a Figura 16, percebe-se que os invernos apresentam as maiores medianas de concentração de MP_{10} para o período de monitoramento em questão. O outono vem logo atrás, apresentando ainda a maior variabilidade de dados (“whiskers” mais alongados). O verão aparece como a estação de menor mediana das concentrações, fato que pode ser devido a um regime de chuvas mais intenso e a uma menor estabilidade atmosférica (relacionada a menores pressões atmosféricas), apenas levando em conta os estudos da literatura (LEE et al., 2011; PLAUDE et al., 2012; WANG et al., 2013; YOO, 2013). Essa afirmativa poderá ser comprovada mais adiante, através das correlações entre as concentrações e as precipitações diárias acumuladas. Além disso, o verão compreende todo o período de férias escolares na UFSC, fato que contribui para a redução das emissões de MP_{10} . A estação de menor variabilidade de dados é a primavera, ou seja, é a estação que apresenta dados mais concentrados ao redor da mediana. As demais informações acerca das concentrações de MP_{10} ao longo das estações podem ser observadas na Tabela 2.

Tabela 2: Concentrações de MP₁₀ no campus da UFSC em cada estação do ano ao longo do período de monitoramento

| Estação do ano | Nº de coletas | Média [µg.m ⁻³] | Mediana [µg. m ⁻³] | Mínima [µg.m ⁻³] | Máxima [µg.m ⁻³] | Amplitude total [µg.m ⁻³] |
|----------------|---------------|-----------------------------|--------------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|
| Verão | 33 | 20,61 | 17,52 | 5,15 | 45,40 | 40,25 |
| Outono | 31 | 28,34 | 25,71 | 4,01 | 77,09 | 73,07 |
| Inverno | 39 | 29,87 | 29,44 | 7,21 | 87,28 | 80,07 |
| Primavera | 31 | 24,63 | 22,20 | 6,87 | 55,79 | 48,92 |

A máxima concentração diária de MP₁₀, comentada anteriormente, ocorreu no inverno de 2011 (já no mês de setembro) e corresponde ao único valor atípico (*outlier*) verificado em tal estação. Os dois *outliers* do outono ocorreram no ano de 2013 (nos meses de abril e junho), assim como os da primavera (nos meses de outubro e novembro). Como a máxima concentração da primavera é um *outlier*, a amplitude da concentração de MP₁₀ nessa estação acaba sendo maior do que a do verão, embora ela claramente apresente menor dispersão em torno da mediana, como visto na Figura 13. A maior concentração mensal foi observada em agosto, bastante próxima à de setembro, enquanto a menor correspondeu ao mês de março, ou seja, ao fim do verão.

A título de comparação, em estudo realizado entre 2002 e 2008 no Vale de Kathmandu, no Nepal, Aryal et al. (2008) mostraram que a maior concentração mensal de MP₁₀ em áreas urbanas ocorreu em fevereiro, também no fim do inverno (o Nepal está localizado no Hemisfério Norte), enquanto a menor foi observada em julho, durante o período de monções.

5.1.1. Normalização dos dados de Concentração de MP₁₀

Como observado anteriormente, a série de concentrações de MP₁₀ não apresenta normalidade e, ao que tudo indica, segue uma distribuição log-normal. Se esta afirmação estiver correta, a função logaritmo da concentração seguirá a distribuição normal. Para a aplicação de correlações paramétricas, todas as variáveis envolvidas devem possuir uma forma particular de distribuição populacional (geralmente segundo uma função de probabilidades normal), além de atender a outros critérios estatísticos. Dessa forma, é possível realizar transformações matemáticas que ajudem a solucionar este problema. Box e Cox (1964)

definiram um conjunto de transformações que incluem qualquer potência positiva ou negativa, bem como os logaritmos. Assim, a transformação Box-Cox é definida pela seguinte expressão:

$$Y^{(\lambda)} = \frac{Y^\lambda - 1}{\lambda} \quad [\text{Equação 8}]$$

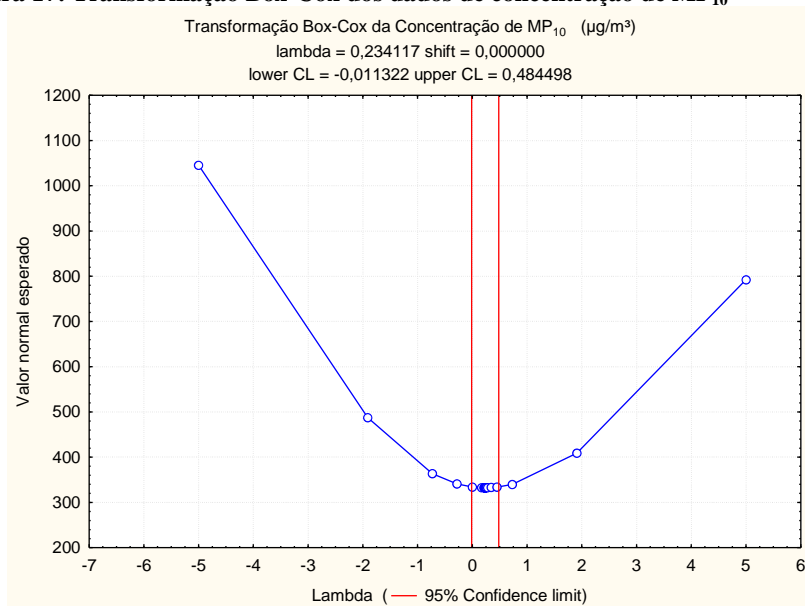
Para $\lambda \neq 0$, e

$$Y^{(0)} = \ln Y \quad [\text{Equação 9}]$$

A transformação $Y^{(0)}$ pode ser verificada através da aplicação da regra de l'Hôpital ao limite indeterminado do tipo zero sobre zero resultante da respectiva expressão.

Ao realizar a transformação Box-Cox na série de concentrações, foram obtidos os resultados exibidos na Figura 17.

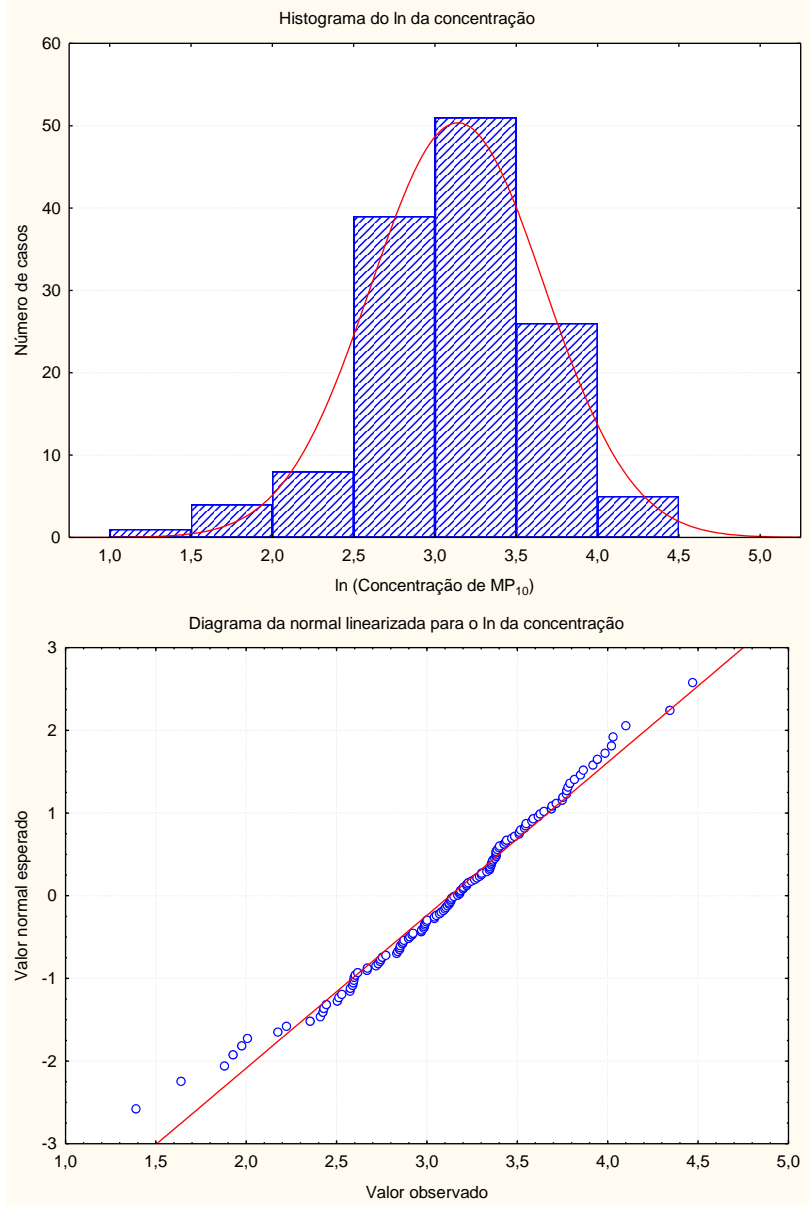
Figura 17: Transformação Box-Cox dos dados de concentração de MP₁₀



Para que a distribuição seja normalizada, deve-se assumir $\lambda = 0,234$. Isso implicaria na transformação de cada dado da série através da Equação 8, com $\lambda = 0,234$ e Y igual ao respectivo valor de

concentração. No entanto, essa equação não seria tão representativa matematicamente no que concerne às relações com as outras variáveis estudadas. Na Figura 17, as barras vermelhas representam o limite de confiança para os valores de λ , de forma que este parâmetro pode variar entre -0,0113 (limite inferior) e 0,4845 (limite superior). Isso significa que qualquer valor de λ dentro desse limite aplicado à Equação 8 resultará em uma distribuição gaussiana. Como o valor zero se encontra dentro desse limite, ele foi adotado para transformar a série de concentrações. Portanto, a transformação a ser utilizada será $Y^{(0)} = \ln Y$. O histograma e o diagrama da normal linearizada para a distribuição do logaritmo natural das concentrações são apresentados na Figura 18.

Figura 18: Histograma de frequências e diagrama da normal linearizada para o logaritmo natural das concentrações de MP₁₀



5.2. INVESTIGAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS METEOROLÓGICOS SOBRE A CONCENTRAÇÃO DE MP_{10} NO CAMPUS DA UFSC

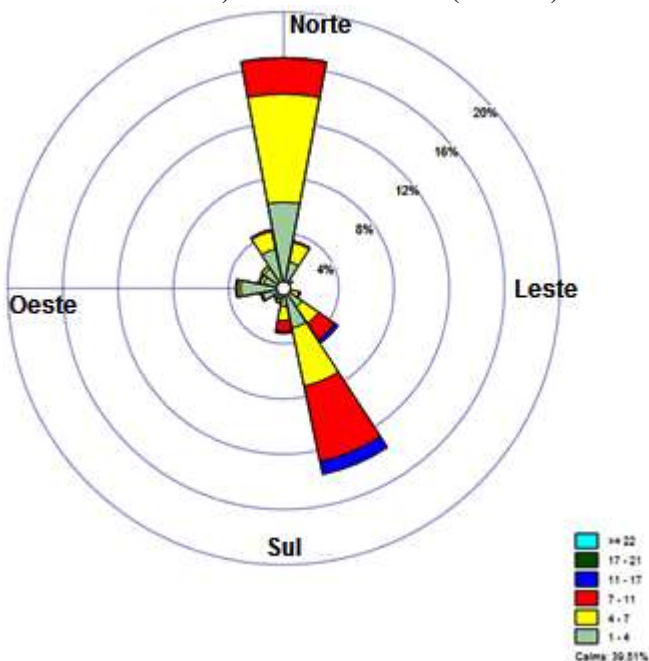
Como mencionado anteriormente, foram consultados dados meteorológicos provenientes de duas estações automáticas. Uma está localizada no município de São José, distando aproximadamente 10 km do local de monitoramento do MP_{10} . Embora seja uma distância considerável, a maioria dos manuais de modelagem atmosférica recomenda que a distância entre a estação e o local de monitoramento dos poluentes seja de até 50 km, portanto, essa recomendação é plenamente atendida. Além disso, por se tratar de uma estação oficial e padronizada, faz-se importante confrontar os resultados obtidos utilizando os seus dados com os da estação do LEPTEN. Por sua vez, a estação do LEPTEN está a cerca de 130 m de distância do AGV- MP_{10} , por isso, a maior parte dos parâmetros meteorológicos provenientes dessa estação foi correlacionada com as concentrações de MP_{10} .

Retornando à Figura 8, pode-se perceber que a mancha urbana na parte insular da cidade de Florianópolis apresenta uma descontinuidade. Trata-se de um considerável acidente geográfico, englobando a região do maciço do Morro da Cruz, com uma altitude de 285 m. Em suma, a região monitorada pelo AGV- MP_{10} se encontra abrigada da influência do continente no que diz respeito ao transporte de poluentes à superfície. A estação do INMET, além de estar localizada na região continental, encontra-se a uma altitude de 1,8 m (trata-se do monitoramento de parâmetros meteorológicos à superfície). Isso significa que a relação entre alguns desses parâmetros e a concentração de MP_{10} à priori não teria um sentido físico e, se as relações estatísticas mostrassem o contrário, seria por um acaso matemático. Nesse caso, seria necessário avaliar parâmetros climáticos regionais (sinóticos), como os ventos a 900 hPa. No entanto, a pressão e a temperatura locais são representativas de certas condições sinóticas, podendo haver a relação entre centros de alta e baixa pressão no continente e as concentrações de MP_{10} . Por conta disso, esses parâmetros foram os únicos (provenientes da estação do INMET) que tiveram as relações com as concentrações de MP_{10} no campus da UFSC testadas estatisticamente.

5.2.1. Caracterização meteorológica da região estudada

A Figura 19 corresponde à rosa dos ventos dos dados meteorológicos monitorados na estação do INMET. Nessa rosa, quanto mais se afasta do centro no sentido radial, maior é a frequência do vento na direção em questão. A escala de cores representa a intensidade dos ventos em cada direção, sendo que o tamanho de cada faixa de intensidade representa a frequência com que ela é observada. É possível observar que a direção de vento predominante durante o período de estudo foi a que veio do norte, seguida pela sudeste. Ainda, pode-se concluir que a região onde fica a estação do INMET dificilmente influenciará significativamente as concentrações de MP_{10} na UFSC, ao menos no que concerne ao transporte de poluentes pelo vento, à umidade e à radiação solar global, reforçando o argumento utilizado anteriormente e que implicou na análise apenas dos parâmetros temperatura e pressão provenientes da referida estação.

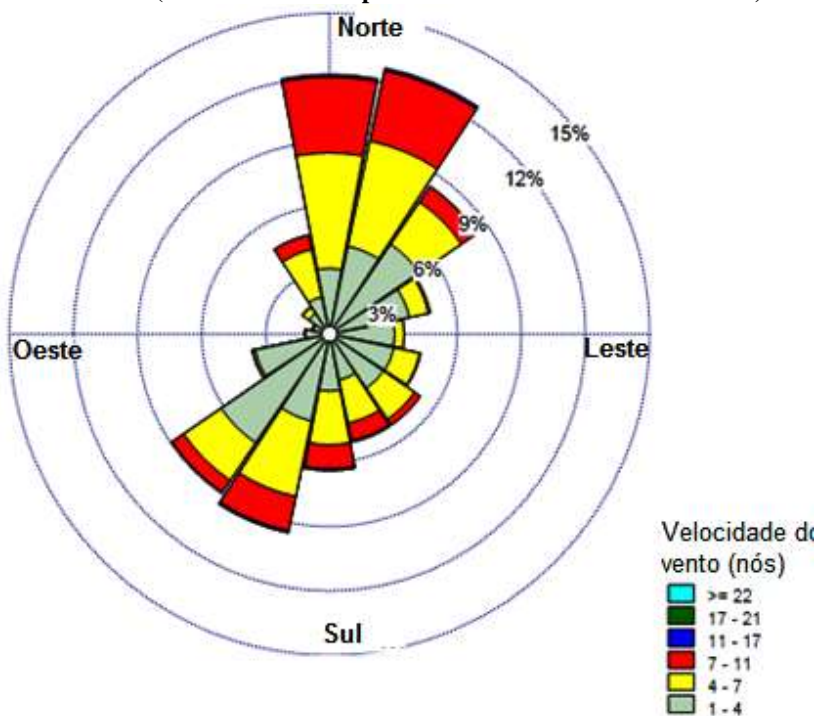
Figura 19: Rosa dos ventos referente ao período estudado (agosto de 2011 a fevereiro de 2013) – dados do INMET (horários)



Como mencionado acima, os ventos que sopraram para leste (em direção à região insular de Florianópolis) foram pouco frequentes e menos intensos durante o período estudado.

A Figura 20 traz a rosa dos ventos correspondente aos dados meteorológicos monitorados na estação do LEPTEN durante o período estudado.

Figura 20: Rosa dos ventos referente ao período estudado – dados do LEPTEN (médias horárias a partir de dados de 10 em 10 minutos)



É possível perceber certa variabilidade quanto às direções predominantes ao longo do período estudado, com os ventos dominantes variando entre sul/sudoeste e norte/nordeste.

5.2.2. Análise das relações entre os parâmetros meteorológicos e as concentrações de MP_{10} (dados meteorológicos do LEPTEN)

Em um primeiro momento, foram realizados testes não paramétricos, isto é, que não estão condicionados por qualquer distribuição de probabilidades dos dados em análise (SIEGEL, 1975). As Tabelas apresentam os resultados para os testes de correlação de Spearman e Kendall, respectivamente, entre as concentrações de MP_{10} e os parâmetros meteorológicos médios nos dias de amostragem. Ambos os testes são utilizados na correlação de variáveis cuja mensuração seja em nível ordinal, ou seja, deve ser possível atribuir postos a cada uma delas. Os coeficientes de correlação, tanto o de Spearman (ρ) quanto o de Kendall (τ), são valores adimensionais que podem variar de -1 a 1 (SIEGEL, 1975). Sejam X e Y duas variáveis a correlacionar, o teste de hipóteses avaliado é:

H_0 : X e Y não estão correlacionadas;

H_1 : X e Y estão correlacionadas.

A hipótese nula é atendida quando os coeficientes de correlação de Spearman ou de Kendall são iguais a zero, enquanto que H_1 é verdadeira para valores dos coeficientes diferentes de zero. A significância desses valores depende do nível de significância (α)⁴ e do espaço amostral (MONTGOMERY e RUNGER, 1999). Existem tabelas que apresentam esses valores absolutos mínimos. No entanto, todas as análises foram realizadas com o auxílio do software Statistica, que marca em vermelho as correlações que rejeitam a hipótese H_0 , ou seja, apresentam um p -valor⁵ inferior ao nível de significância previamente estabelecido ($p < 0,05$ nesse caso).

⁴ Probabilidade de rejeitar a hipótese H_0 mesmo ela sendo verdadeira, ou seja, trata-se da probabilidade de se cometer um erro estatístico.

⁵ O p -valor equivale à probabilidade de obter uma estatística de teste (aleatória) com valor extremo em relação ao observado na amostra sob a hipótese nula (H_0 tomada como verdadeira), ou seja, quanto menor o p -valor maior a tendência de rejeitar a hipótese nula e adotar a alternativa (H_1).

Tabela 3: Correlação não paramétrica de Spearman entre os parâmetros meteorológicos médios nos dias de coleta (LEPTEN) e as concentrações de MP₁₀

| Correlação não paramétrica de Spearman | Concentração de MP₁₀ | T média [°C] | Patm [hPa] | Umidade Específica [g.kg⁻¹] | Vel. média [m/s] | Vento zonal (u) | Vento meridional (v) | Radiação global [kJ/m²] | Precipitação [mm] |
|---|--|---------------------|-------------------|---|-------------------------|------------------------|-----------------------------|--------------------------------|--------------------------|
| Concentração de MP ₁₀ | 1,000 | -0,149 | 0,223 | -0,217 | -0,058 | -0,178 | -0,185 | 0,083 | -0,225 |
| T média [°C] | | 1,000 | -0,641 | 0,011 | 0,133 | -0,146 | 0,081 | 0,185 | 0,051 |
| Patm [hPa] | | | 1,000 | -0,097 | -0,003 | -0,022 | -0,162 | -0,148 | -0,164 |
| Umidade Específica [g.kg ⁻¹] | | | | 1,000 | -0,215 | -0,278 | -0,458 | -0,441 | 0,250 |
| Vel. Média [m/s] | | | | | 1,000 | -0,175 | 0,451 | 0,149 | 0,047 |
| Vento zonal (u) | | | | | | 1,000 | 0,541 | -0,016 | 0,061 |
| Vento meridional (v) | | | | | | | 1,000 | 0,182 | -0,010 |
| Radiação global [kJ/m²] | | | | | | | | 1,000 | -0,202 |
| Precipitação [mm] | | | | | | | | | 1,000 |

Tabela 4: Correlação não paramétrica de Kendall entre os parâmetros meteorológicos médios nos dias de coleta (LEPTEN) e as concentrações de MP₁₀

| Correlação não paramétrica de Kendall | Concentração de MP₁₀ | T média [°C] | Patm [hPa] | Umidade Específica [g.kg⁻¹] | Vel. média [m/s] | Vento zonal (u) | Vento meridional (v) | Radiação global [kJ/m²] | Precipitação [mm] |
|--|--|---------------------|-------------------|---|-------------------------|------------------------|-----------------------------|---|--------------------------|
| Concentração de MP ₁₀ | 1,000 | -0,102 | 0,155 | -0,148 | -0,034 | -0,123 | -0,120 | 0,050 | -0,175 |
| T média [°C] | | 1,000 | -0,461 | 0,002 | 0,088 | -0,099 | 0,049 | 0,127 | 0,039 |
| Patm (hPa) | | | 1,000 | -0,065 | -0,008 | -0,015 | -0,113 | -0,102 | -0,127 |
| Umidade Específica [g.kg ⁻¹] | | | | 1,000 | -0,145 | -0,194 | -0,310 | -0,308 | 0,199 |
| Vel. média [m/s] | | | | | 1,000 | -0,141 | 0,409 | 0,102 | 0,037 |
| Vento zonal (u) | | | | | | 1,000 | 0,379 | -0,008 | 0,049 |
| Vento meridional (v) | | | | | | | 1,000 | 0,126 | -0,007 |
| Radiação global [kJ/m ²] | | | | | | | | 1,000 | -0,158 |
| Precipitação [mm] | | | | | | | | | 1,000 |

As Tabelas 3 e 4, cujos valores representam os coeficientes de correlação de postos de Spearman e tau de Kendall, respectivamente, trazem as correlações significativas destacadas em vermelho, como mencionado anteriormente. A estatística de teste de Kendall é geralmente mais baixa do que a de Spearman, por isso, mesmo os coeficientes com valores mais próximos de zero ainda são considerados significativos. Além disso, é importante destacar que quanto maior o espaço amostral, maior a tendência dos testes resultarem em estatísticas mais baixas. Para ambos os testes, a concentração de MP_{10} apresentou correlações fracas a moderadas com as variáveis: pressão, umidade, ventos zonal e meridional e precipitação. Os valores negativos significam que a correlação é inversamente proporcional. Assim, pode-se concluir que quanto maior a precipitação, menor a concentração de MP_{10} , o que já era de esperar, pois a chuva atua por meio da remoção úmida varrendo o material particulado da atmosfera. Há uma correlação positiva entre a pressão e o MP_{10} , significando que maiores valores de pressão estão relacionados a maiores concentrações de MP. Isso pode ser explicado pela atuação de centros de alta pressão dificultando o transporte do MP para outras regiões. Além disso, há uma forte correlação negativa entre a pressão e a temperatura, complementando a observação anterior no que se refere ao aumento da concentração em pressões mais elevadas: no inverno são registradas as menores temperaturas, as maiores pressões atmosféricas e as maiores concentrações de MP_{10} , como observado no Item 5.1. Essa relação é facilmente explicável: quando a temperatura diminui, o ar resfriado se contrai, tornando-se mais denso e, consequentemente, fazendo a pressão aumentar. Os centros de alta pressão estão associados a uma menor instabilidade atmosférica (o ar mais pesado tende a descer) e regime de chuvas menos intenso. Estes fatos associados resultam em maiores concentrações de MP_{10} nos invernos. Ainda, o fenômeno da inversão térmica é mais preponderante nos períodos frios, pois a perda de calor à superfície resulta em temperaturas inferiores às das camadas de ar superiores, aumentando ainda mais a retenção dos poluentes nessas regiões da atmosfera. No verão, por outro lado, o ar aquecido à superfície se dilata, tornando-se mais leve, ascendendo rapidamente e resfriando em altitudes mais elevadas, onde ocorre a condensação e se originam as chuvas convectivas.

Visando identificar possíveis relações lineares entre a concentração de MP_{10} e os parâmetros meteorológicos, realizou-se um teste de correlação de Pearson. Como se trata de um teste paramétrico

deve-se utilizar distribuições normalizadas das variáveis, portanto, para os parâmetros que não apresentavam normalidade procedeu-se à transformação Box-Cox, descrita no Item 5.1.1. À variável concentração de MP_{10} , como mostrado anteriormente, aplicou-se uma transformação logarítmica. Para o período estudado, os dados de temperatura e pressão provenientes do LEPTEN já apresentavam uma distribuição gaussiana, dispensando a necessidade de transformações. Os valores do coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis citadas estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Teste de correlação paramétrica de Pearson entre a concentração de MP₁₀ e os parâmetros meteorológicos locais (LEPTEN)

| Coefficiente de correlação de Pearson | ln da concentração de MP₁₀ | T média [°C] | Patm [hPa] | Umidade Específica [g.kg⁻¹] | Vel. média [m/s] | Vento zonal (u) | Vento meridional (v) | Radiação global [kJ/m²] | Precipitação [mm] |
|--|--|---------------------|-------------------|---|-------------------------|------------------------|-----------------------------|---|--------------------------|
| In da concentração de MP ₁₀ | 1,000 | -0,119 | 0,225 | -0,259 | -0,081 | -0,007 | -0,067 | 0,071 | -0,294 |
| T média [°C] | | 1,000 | -0,619 | 0,024 | 0,139 | 0,100 | 0,058 | 0,193 | 0,084 |
| Patm (hPa) | | | 1,000 | -0,102 | 0,004 | 0,102 | -0,022 | -0,145 | -0,148 |
| Umidade Específica [g.kg ⁻¹] | | | | 1,000 | -0,197 | 0,238 | -0,363 | -0,378 | 0,207 |
| Vel. média [m/s] | | | | | 1,000 | 0,375 | 0,647 | 0,138 | 0,095 |
| Vento zonal (u) | | | | | | 1,000 | -0,279 | 0,025 | 0,096 |
| Vento meridional (v) | | | | | | | 1,000 | 0,093 | -0,061 |
| Radiação global [kJ/m ²] | | | | | | | | 1,000 | -0,005 |
| Precipitação [mm] | | | | | | | | | 1,000 |

Observando a Tabela 5, percebe-se que existem correlações significativas, ainda que moderadas, entre as concentrações de MP_{10} e três parâmetros meteorológicos: a pressão e a umidade específica médias no dia das amostragens e a precipitação diária, confirmando o que foi constatado nas Tabelas 3 e 4. Como visto anteriormente, há uma correlação positiva entre o MP_{10} e a pressão atmosférica, enquanto a umidade e a precipitação são inversamente proporcionais à concentração do MP_{10} . Por outro lado, não foram observadas correlações significativas entre as componentes do vento e as concentrações de MP_{10} , ou seja, não há qualquer relação linear entre essas variáveis. Reforçando que isso não exclui a possível influência do vento sobre a concentração de MP_{10} , apenas mostra que não há relação linear.

5.2.3. Análise das relações entre os parâmetros meteorológicos e as concentrações de MP_{10} (dados meteorológicos do INMET)

As Tabelas 6 e 7 apresentam os resultados referentes aos testes não paramétricos de Spearman e Kendall aplicados às concentrações de MP_{10} e aos parâmetros meteorológicos monitorados na estação do INMET. Já a Tabela 8 traz os resultados do teste de correlação de Pearson aplicado ao logaritmo natural da concentração e parâmetros meteorológicos também normalizados. Nesse caso, as distribuições de temperatura e pressão já eram gaussianas, enquanto a precipitação precisou ser transformada por meio da Box-Cox.

Tabela 6: Correlação não paramétrica de Spearman entre o MP₁₀ e os parâmetros meteorológicos médios nos dias de amostragem

| Correlação não paramétrica de Spearman | Concentração de MP₁₀ [µg/m³] | T média [°C] | Pressão [hPa] | Precipitação [mm] |
|--|---|---------------------|----------------------|--------------------------|
| Concentração de MP ₁₀ [µg.m ⁻³] | 1,000 | -0,208 | 0,217 | -0,433 |
| T média [°C] | | 1,000 | -0,646 | 0,137 |
| Pressão [hPa] | | | 1,000 | -0,329 |
| Precipitação [mm] | | | | 1,000 |

Tabela 7: Correlação não paramétrica de Kendall entre o MP₁₀ e os parâmetros meteorológicos médios nos dias de amostragem

| Correlação não paramétrica de Kendall | Concentração de MP₁₀ [µg/m³] | T média [°C] | Pressão [hPa] | Precipitação [mm] |
|--|---|---------------------|----------------------|--------------------------|
| Concentração de MP ₁₀ [µg.m ⁻³] | 1,000 | -0,145 | 0,151 | -0,325 |
| T média [°C] | | 1,000 | -0,456 | 0,101 |
| Pressão [hPa] | | | 1,000 | -0,241 |
| Precipitação [mm] | | | | 1,000 |

Tabela 8: Teste de correlação paramétrica de Pearson entre a concentração de MP₁₀ e os parâmetros meteorológicos locais

| Coefficiente de correlação de Pearson | ln da concentração de MP₁₀ | T média [°C] | Pressão [hPa] | Precipitação [mm] |
|--|--|---------------------|----------------------|--------------------------|
| ln da concentração de MP ₁₀ | 1,000 | -0,179 | 0,225 | -0,420 |
| T média [°C] | | 1,000 | -0,632 | 0,106 |
| Pressão [hPa] | | | 1,000 | -0,332 |
| Precipitação [mm] | | | | 1,000 |

Analisando as Tabelas 6, 7 e 8, pode-se perceber que todos os testes apontam significativas correlações entre as concentrações de MP₁₀ e os três parâmetros em questão. Há uma correlação negativa fraca entre o MP₁₀ e a temperatura, que pode estar mais relacionada à atuação da temperatura sobre a pressão. Esta, por sua vez, apresenta uma correlação um pouco mais forte, mas ainda assim não passando de moderada. É

importante destacar a posição da estação do INMET, mostrada na Figura 15. Associada às direções dos ventos, a posição geográfica relativa entre o AGV-MP₁₀ e a estação do INMET não reflete uma importante influência dos parâmetros locais sobre as concentrações de MP₁₀. Ainda que a correlação entre a concentração e a precipitação seja moderadamente forte, é difícil afirmar com certeza se a precipitação na região continental influenciaria na deposição úmida do MP₁₀ na região monitorada, podendo a relação ser devida apenas a um acaso estatístico.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Ao longo do período de estudo (11 de agosto de 2011 a 23 de fevereiro de 2014), foram realizadas 134 amostragens de material particulado inalável (MP_{10}) no campus da UFSC. A concentração de MP_{10} nunca ultrapassou os padrões nacionais, tanto em termos de concentração diária máxima quanto de concentração média anual. Embora isso seja um ponto positivo da situação da qualidade do ar em Florianópolis, há uma ressalva importante a fazer: o padrão nacional está defasado em relação à legislação internacional, tanto que a recomendação da OMS foi ultrapassada em algumas ocasiões. Ainda assim, as legislações internacionais citadas são permissíveis até certo limite de episódios agudos de poluição do ar. Portanto, pode-se considerar que Florianópolis apresenta qualidade do ar satisfatória, ao menos no que concerne ao MP_{10} .

Considerando os dados de ambas as estações meteorológicas consultadas, a concentração de MP_{10} mostrou correlações significativas com quatro parâmetros: temperatura, pressão, precipitação e umidade específica do ar (usada apenas do LEPTEN). Temperatura e pressão são parâmetros que influenciam em condições regionais e, portanto, podem ter sua análise extrapolada para a escala sinóptica. Assim, as maiores concentrações foram observadas ao longo de períodos frios (especialmente durante os solstícios de inverno), onde ocorreram prioritariamente as temperaturas mais baixas e as maiores pressões atmosféricas médias. Dois fenômenos em especial estão relacionados a este cenário: a formação de centros de alta pressão e a incidência mais importante da inversão térmica.

Embora o tráfego seja mais intenso na ilha como um todo ao longo do verão, há uma situação que colabora para a redução das emissões de MP na região da UFSC nessa estação: as férias escolares. Essa situação aliada às condições adversas à qualidade do ar durante o inverno e favoráveis à dispersão no verão (que também conta com um regime de chuvas mais intenso), faz com que a estação mais quente do ano apresente as menores concentrações de MP_{10} .

Com base apenas na posição geográfica do AGV e na rosa dos ventos predominantes na estação do INMET, é possível afirmar que a região da UFSC não deve sofrer influências da região continental a oeste no que se refere à poluição do ar por MP. No entanto, pode haver o transporte de poluentes oriundos do norte e do sul do estado, o que exigiria um estudo mais aprofundado especialmente dos episódios agudos de concentração de MP_{10} . De maneira geral, pode-se concluir

que boa parte do MP na região tem origem local, que pode ser atribuída ao tráfego veicular, spray oceânico, ressuspensão de material do solo, bem como à atividade industrial (menos significativa na região estudada). Para confirmar essas hipóteses, seria necessário proceder à análise elementar do MP, bem como recorrer a estudos de modelagem reversa que pudessem identificar as fontes de emissão do MP.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, A. **Atmospheric aerosols: historical perspective, sources, chemical formation processes and organic composition.** Química Nova 28, 2005. p. 859-870.
- AN, X., et al. **Assessment of human exposure level to PM₁₀ in China.** Atmospheric Environment. v. 70. Elsevier, 2013. p. 376-386.
- ARYAL, R. K., et al. **Seasonal PM₁₀ dynamics in Kathmandu Valley.** Atmospheric Environment. v. 42. Elsevier, 2008. p. 8623-8633.
- ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO (ALESP). **Decreto nº 59.113 – estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas.** São Paulo: Secretaria Geral Parlamentar, 2013. 17 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Material Particulado em Suspensão na Atmosfera – Determinação da Concentração de Partículas Inaláveis pelo Método do Amostrador de Grande Volume Acoplado a um Separador Inercial de Partículas.** NBR 13412, 1995.
- AYRES, J.G., et al. **Evaluating the Toxicity of Airborne Particulate Matter and Nanoparticles by Measuring Oxidative Stress Potential —A Workshop Report and Consensus Statement.** Inhalation Toxicology Journal. v. 20, n. 1, 2008.
- BIRMILI, W.; HOFFMANN, T. **Particulate and Dust Pollution, Inorganic and Organic Compounds.** Encyclopedia of Environmental Pollutants. Elsevier Ltd., 2006.
- BORM, P. J. A.; KELLY, F.; KUNZLI, N.; SCHINS, R. P. F.; DONALSON, K.; **Oxidant generation by particulate matter: from biologically effective dose to a promising novel metric.** *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 2007.
- BROOK, R. D., et al. **Inhalation of fine particulate air pollution and ozone causes acute arterial vasoconstriction in healthy adults.** Circulation, 2002.

BRUNEKREEF, B.; HOLGATE ST. **Air pollution and health**. Lancet, v. 360, 2002. p. 1233–42. Disponível em: <http://www.scopus.com/record/display.url?eid=2-s2.0-0037136933&origin=inward&txGid=F61C05B7CC3BEDE38D738AF9900F04DC.WIW7NKKC52nnQNxjqAQrlA%3a2>.

CERUTTI, P. F. **Carvão e meio ambiente**. Centro de ecologia, UFRGS. Porto Alegre: Ed. Universidade, 2000.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório material particulado inalável fino (MP_{2,5}) e grosso (MP_{2,5} - 10) na atmosfera da região metropolitana de São Paulo (2000 – 2006)**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008. 29 p.

COLLS, J.; TIWARY, A. **Air pollution: measurement, modelling and mitigation**. 3ª ed. New York: Routledge, 2010.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 003, de 01/1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR**. Brasília, DOU, agosto de 1990.

COSTA, M. A. P. M *et al.* **Efeitos das partículas totais em suspensão (PTS) na saúde da população dos bairros de Benfica, Bom Sucesso, Ramos e Manguinhos**. HYGEIA, Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde. Rio de Janeiro, 2009.

DE MELO LISBOA, H. **Contribution à la mise en oeuvre et à la validation de modèles de dispersion atmosphérique applicables aux composés odorants**. Tese de doutorado. Université de Pau et des Pays de l'Adour: Ecole des Mines d'Alès, 1996.

DFT. **Department for Transport: Transport Trends**. HMSO: London, 2009.

ENERGÉTICA. **Manual de Operação do Amostrador de Grandes Volumes**. Disponível em: www.energetica.com.br.

EUROPEAN COMISSION – ENVIRONMENT. **Directive 2008/50/EC of the european parliament and of the council – on ambient air quality and cleaner air for Europe.** 2008. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0050>. Acesso em 11 abr. 2014.

FERREIRA, A.L.A.; MATSUBARA, L.S. **Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo.** Rev. Assoc. Med. Bras., São Paulo, v. 43, n.1, Mar. 1997. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-42301997000100014&lng=en&nrm=iso. Acesso em 30 Mar. 2014.

FRONDIZI, C. A.. **Monitoramento da qualidade do ar: teoria e pratica.** Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 276 p.

GARRETT, T.J. et al. **Quantifying wet scavenging processes in aircraft observations of nitric acid and cloud condensation nuclei.** J. Geophys, 2006.

GOUVEIA N.; FLETCHER, T. **Respiratory diseases in children and outdoor air pollution in Sao Paulo, Brazil: a time series analysis.** *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, Chicago, v. 57, p. 477-83, 2000.

GUZMÁN-TORRES, D. et al. **Effects of meteorology on diurnal and nocturnal levels of priority polycyclic aromatic hydrocarbons and elemental and organic carbon in PM₁₀ at a source and a receptor area in Mexico City.** *Atmospheric Environment*. v. 43. Elsevier, 2009. p. 2693-2699.

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Sistema de Indicadores de Percepção Social (SIPS): Mobilidade Urbana.** Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. 2011.

JANSSEN, N. A. H. et al. **Oxidative potential of particulate matter collected at sites with different source characteristics.** *Science of the Total Environment*, 2013.

JUNENG, L. et al. **Factors influencing the variations of PM₁₀ aerosol dust in Klang Valley, Malaysia during the summer.** *Atmospheric Environment*. v. 45. Elsevier, 2011. p. 4370-4378.

LEE, S. et al. **High-PM₁₀ concentration episodes in Seoul, Korea: Background sources and related meteorological conditions.** *Atmospheric Environment*. v. 45. Elsevier, 2011. p. 7240-7247.

LIM, D. et al. **Quantitative estimation of precipitation scavenging and wind dispersion contributions for PM₁₀ and NO₂ using long-term air and weather monitoring database in Korea.** *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 2012, p. 325-347.

MASIOL, M. et al. **Determining the influence of different atmospheric circulation patterns on PM₁₀ chemical composition in a source apportionment study.** *Atmospheric Environment*. v. 63. Elsevier, 2012. p. 117-124.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied statistics and probability for engineers.** Second edition. John Wiley and Sons, 1999.

NASCIMENTO, L. F. C.; FRANCISCO, J. B. **Particulate matter and hospital admission due to arterial hypertension in a medium-sized Brazilian city.** *Cad. Saúde Pública* [online]. 2013, vol.29, n.8, p. 1565-1571.

NEL, A. **Air pollution related illness: effects of particles.** *Science*, 2005; v. 308, p. 804-806.

PLAUDE, N.O. et al. **Precipitation effects on aerosol concentration in the atmospheric surface layer.** *Russian Meteorology and Hydrology*, 2012. V. 37, p. 324-331.

POLONIECKI, J. D. et al. **Daily time series for cardiovascular hospital admissions and previous day's air pollution in London, UK.** *Journal of Occupational and Environmental Medicine*. v. 54. Chicago, 1997. p. 535-40.

RAGSDALE, K. M.; BARRETT, B. S.; TESTINO, A. P. **Variability of particulate matter (PM₁₀) in Santiago, Chile by phase of the Madden-Julian Oscillation (MJO).** *Atmospheric Environment*. v. 81. Elsevier, 2013. p. 304-310.

ROY, P., et al. **Source apportionment of ambient PM₁₀: A case study from a mining belt of Orissa.** *Atmosfera* [online]. 2012, vol.25, n.3, pp. 311-324.

ROYAL COMMISSION ON ENVIRONMENTAL POLLUTION. **Tackling pollution: experience and prospects (tenth report).** London: Her Majesty's Stationery Office, 1984.

SAENZ-DE-MIERA, O.; ROSSELLÓ, J. **Modeling tourism impacts on air pollution: The case study of PM₁₀ in Mallorca.** Tourism Management. Elsevier, 2014.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics From Air Pollution to Climate Change.** Second Edition. New Jersey: Wiley, 2006. 1205 p.

SIEGEL, S. **Estatística não-paramétrica: para as ciências do comportamento.** São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 350 p.

SILVA, A. M. C. da, et al. **Material particulado originário de queimadas e doenças respiratórias.** Rev. Saúde Pública [online]. 2013, vol.47, n.2, pp. 345-352. ISSN 0034-8910.

STERN, A. C. **Air Pollution: Air Pollution and Its effects.** Volume 1. Washington, 1968.

STOKER, H. S. **Química Ambiental: Contaminación Del aire y del agua.** Barcelona: Blume, 1981.

SUNYER, J. et al. **Urban air pollution and emergency admissions for asthma in four European cities: the APHEA Project.** *Thorax*, London, v. 52, p. 760-5, 1997.

TAYRA, Flávio; RIBEIRO, Helena; NARDOCCI, Adelaide de Cássia. **Avaliação econômica dos custos da poluição em Cubatão - SP com base nos gastos com saúde relacionados às doenças dos aparelhos respiratório e circulatório.** Saúde Soc., São Paulo, v. 21, n. 3, set. 2012. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-12902012000300020&lng=pt&nrm=iso.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Air Quality Criteria for Particulate Matter**. 2012.

TITOS, G. et al. **Identification of fine (PM_{10}) and coarse (PM_{10-1}) sources of particulate matter in an urban environment**. Atmospheric Environment. v. 89. Elsevier, 2014. p. 593-602.

WANG, J. et al. **Contamination characteristics and possible sources of PM_{10} and $PM_{2.5}$ in different functional areas of Shanghai, China**. Atmospheric Environment. v. 68. Elsevier, 2013. p. 221-229.

WANG, Y. et al. **Variations of O₃ and CO in summertime at a rural site near Beijing**. Atmos. Chem. Phys., 2008.

WEINER, R. F. & MATTHEWS, R. **Environmental Engineering**. Fourth Edition. Burlington: Elsevier Science, 2003.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Air quality guideline**. Global update 2005. Copenhagen: WHO regional Office for Europe; 2006.

YOO, J.M. et. al. **New indices for wet scavenging of air pollutants (O₃, CO, NO₂, SO₂, and PM₁₀) by summertime rain**. Atmospheric Environment. Elsevier, 2013.

ZANOBETTI, A.; SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D. W. **Airborne particles are a risk factor for hospital admissions for heart and lung disease**. *Environ Health Perspect*, North Carolina, 2000. p. 1071-7.

ZIBERT, J.; PRAZNIKAR, J. **Cluster analysis of particulate matter (PM_{10}) and black carbon (BC) concentrations**. Atmospheric Environment. v. 57. Elsevier, 2012. p. 1-12.